

Verlanding in laagveenpetgaten

Speerpunt voor natuurherstel in laagvenen



Europees Landbouwfonds voor
Plattelandsontwikkeling: Europa
investeert in zijn platteland.



Altenburg & Wymenga



ECOLOGISCH ONDERZOEK



UNIVERSITEIT VAN AMSTERDAM

Radboud Universiteit Nijmegen





© 2016 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2016/OBN208-LZ
Driebergen, 2016

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Economische Zaken

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2016/OBN208-LZ en het aantal exemplaren.

Oplage	100 exemplaren
Samenstelling	Roos Loeb, Onderzoekcentrum B-ware Jeroen Geurts, Onderzoekcentrum B-ware/Radboud Universiteit Nijmegen Liesbeth Bakker, Nederlands Instituut voor ecologie (NIOO) Rob van Leeuwen Jasper van Belle, Altenburg & Wymenga/Van Hall Larenstein José van Diggelen, Onderzoekcentrum B-ware Ann-Hélène Faber, Universiteit van Amsterdam Annemieke Kooijman, Universiteit van Amsterdam Otto Brinkkemper, Universiteit van Amsterdam Bas van Geel, Universiteit van Amsterdam Wim Weijs Gijs van Dijk, Onderzoekcentrum B-ware Johan Loermans, Onderzoekcentrum B-ware Casper Cusell, Universiteit van Amsterdam/Witteveen+Bos Winnie Rip, Waternet Leon Lamers, Radboud Universiteit Nijmegen
Druk	KNNV Uitgeverij/KNNV Publishing
Foto voorkant	Westbroekse Zodden. Fotograaf Roos Loeb
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres : Princenhof Park 9, Driebergen Telefoon : 0343-745250 E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

In het kader van Natura 2000 worden in Europees verband zeldzame soorten en habitats beschermd. In deze rapportage staan de zoete laagveengebieden in Nederland centraal, die veelal als N2000 gebied zijn aangemerkt. Daarbinnen staat de aanzet tot de Habitattypen Overgangsvenen (H7140A Trilvenen en H7140B Veenmosrietlanden) centraal.

Karakteristiek voor het Nederlandse laagveenlandschap is een mozaïek van petgaten -voor veenwinning gegraven plassen- en legakkers -de niet vergraven delen- daartussen. Door de verschillen in verlandingsstadium waarin petgaten binnen een gebied verkeren -van open water met ondergedoken waterplanten, via drijvende kraggen tot moerasbos- dragen zij op landschapschaal bij aan een biodiversiteit van zowel flora als fauna. Deze verlanding van petgaten is echter in veel laagveengebieden gestagneerd. Het doel van dit onderzoek was om te achterhalen waarom verlanding van open water in petgaten in Nederlandse laagvenen nauwelijks nog optreedt en hoe dit op gang gebracht zou kunnen worden.

Trilvenen en Veenmosrietlanden ontstaan uit jonge verlandings-vegetaties. De ontwikkeling van deze jonge verlandingsvegetaties is daarom onontbeerlijk voor het behalen van uitbreidingsdoelstellingen die nodig zijn in Natura2000-gebieden waarin Overgangsvenen aanwezig zijn. Ook voor het behalen van doelstellingen vanuit de Kaderrichtlijn Water is de ontwikkeling van vegetaties van kenmerkende water- en oeverplanten nodig. Petgaten, of petgatencomplexen, worden als waterlichaam beoordeeld op hun ecologische toestand.

In dit onderzoek zijn een aantal herstelmaatregelen ingezet om verlanding te stimuleren. Eén daarvan is de inzet van drijvende constructies. In 2014 hebben Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten in drie gebieden (Westbroekse Zodden, Ankeveen en Weerslootgebied) grote vlotconstructies van circa 100 m² ingezet, gefinancierd door LIFE (EU). Dit gaf een unieke kans om de vestiging en uitbreiding van jonge verlandingsvegetaties op drijvende constructies op grote schaal te kunnen bestuderen. Een mooie combinatie van de inzet van een herstelmaatregel gecombineerd met OBN onderzoeksbudget om de effecten van de maatregelen in beeld te brengen.

In de synthese in hoofdstuk 5 kunt u lezen wat de effecten van de verschillende herstelmaatregelen op de verlanding zijn en wat dit in de praktijk betekent.

Ik wens u veel leesplezier

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Dankwoord

Dit rapport is tot stand gekomen met financiering van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) (ministerie van Economische Zaken) en van Waternet (POP2-subsidie; Europese Unie). Wij danken hen hartelijk voor de financiële bijdragen.

Wij danken de beheerders, Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en Landschap Noord-Holland, voor de toestemming voor het onderzoek in hun gebieden en voor de hulp bij de inrichting van de veldexperimenten.

Behalve de auteurs van dit project hebben vele mensen meegewerkt aan en meegedacht over dit onderzoek. Wij willen graag het Deskundigen Team Laagveen- en Zeekleilandschap (OBN), Fons Smolders, Ab Grootjans, Jan Roelofs en Wibe Altenburg bedanken voor hun inhoudelijke bijdragen. Daarnaast willen we Hanneke den Held bedanken voor haar bijdrage aan het overzicht van de successie van jonge verlanding in petgaten, Leszek Wolejko voor de begeleiding van het veldonderzoek in Polen, Chris Roosendaal en Ivan Mettrop voor hulp bij het steken van de paleo-kernen en Rick Kuiperij, Jeroen Graafland, Rick Willemsen en vele anderen voor hun hulp bij het veldwerk van het vergelijkend veldonderzoek en de veldexperimenten. We bedanken Annemarie Philip voor de bereiding van pollenmonsters, Leena Luis voor haar hulp bij de determinatie van mossen, Jacqueline van Leeuwen voor haar hulp met enkele stuifmeeldeterminaties en Hans van der Plicht voor het verzorgen van de koolstof-14 datering. Verder danken we Jan van Arkel voor de foto's van microfossielen en het maken van de fotoplaat en de cartoons. Wij willen de geïnterviewde laagveendeskundigen Hanneke den Held, Marc Schmits, Boudewijn Beltman, Jos Verhoeven, Aat Barendregt, Sam Segal, Winnie Rip, Geert van Wirdum, Piet Kuiper, Rob van Leeuwen, Casper Cusell, Wim Weijs, Ron van Overeem en Jan Roelofs hartelijk danken voor interessante gesprekken.

Aan dit onderzoek heeft ook een aantal stagiaires een substantiële bijdrage geleverd. Wij danken met name Mark Hilboezen en Paula Kruisselbrink voor het uitvoeren van het mesocosmosonderzoek naar de effecten van maaibeheer en Sanne van den Berg voor de hulp bij het vergelijkend veldonderzoek en de veldexperimenten.

English summary

Introduction

Motivation

In the Dutch rich fen landscapes the presence of different stages of terrestrialisation and of submerged macrophytes in turf ponds is of great importance for the biodiversity. At present, *Scorpidio-Caricetum diandrae* communities (belonging to the EU habitat type H7140A) are aging, whereas no rejuvenation by young terrestrialisation occurs. Especially in the Oostelijke Vechtplassen, a fen area in the centre of the Netherlands, little terrestrialisation seems to occur. For this reason the OBN knowledge network and Waternet, the local water management authority, started this research project. The project was carried out by a consortium of B-ware Research Centre, the Netherlands Institute of Ecology, Altenburg&Wymenga, the University of Amsterdam, the Radboud University Nijmegen, Witteveen+Bos (because of the transfer of ex-UvA researcher Casper Cusell), Hogeschool VHL (because of the transfer of ex-Altenburg&Wymenga researcher Jasper van Belle), and the volunteers Rob van Leeuwen and Wim Weijts.

The most important bottleneck for the realisation of N2000 and Water Framework Directive objectives, has been formulated as follows:

'Bottleneck: The almost absence of succession in the Dutch turf ponds and lakes, from aquatic vegetations and young shoreline terrestrialisation towards different terrestrialising plant communities such as Scorpidio-Caricetum diandrae communities, as a result of which almost all newly constructed turf ponds stay open and face a small biodiversity, without terrestrialisation. The very small area of well-developed Scorpidio-Caricetum diandrae communities with Scorpidium mosses will for this reason not be enlarged (a.o. Lamers et al., 2010). (DLG, 2013)

The most important research questions that were to be answered in this study, are:

- Which terrestrialisation took place in turf ponds in the period between 1920 and 1960?
- Which terrestrialisation can be found at present? Is it true that young terrestrialising plant communities are almost only found in the North-Western part of the Province of Overijssel and in isolated areas in the Nieuwkoopse Plassen?
- Which surfacewater quality, soil quality, physical characteristics and hydrological factors are characteristic for turf ponds with and without terrestrialisation? Which differences occur at locations with present terrestrialisation?
- Do *ecosystem engineers* play a decisive role at different moments in the succession and how do they do this?
- Can succession from open water to quack fens be influenced by measures in the field?

Study area

The research was carried out in the Oostelijke Vechtplassen, original a groundwater fed fen system, and as a comparison also in De Mieden (still fed by groundwater), De Wieden and Weerribben and De Nieuwkoopse Plassen (both fed by surface water).

Terrestrialisation types and succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*

The trophic state of the surface water determines among others which type of terrestrialising plant community will occur. Under mesotrophic conditions these are

communities of species such as *Carex rostrata*, *Equisetum fluviatile*, and *Menyanthes trifoliata*. Under eutrophic conditions these will be *Stratiotes aloides*, *Cicuta virosa*, *Carex paniculata*, *Phragmites australis* and *Typha* species. Especially the mesotrophic terrestrialising plant communities are known to be able to establish *Scorpidio-Caricetum diandrae* communities.

Method

In this project, we followed a threefold approach: historical research to answer the questions relating to the historical terrestrialisation pathways and the circumstances in which they occurred, present-day research to answer these questions for the current terrestrialisation, and experimental research to test possible management measures to initiate terrestrialisation.

Historical development

Paleo-ecological reconstruction

A paleo-ecological reconstruction of the terrestrialisation pathways was made in two cores from former *Scorpidio-Caricetum diandrae* plant communities (Westbroekse Zodden and Stobbenribben). Many assumptions about the successional pathways of fen terrestrialisation have been based on spatial zonation of plant communities types. Paleo-ecological reconstruction, on the other hand, shows the real temporal succession on a certain location. In Westbroek, terrestrialisation started with a vegetation of *Characeae* and *Equisetum fluviatile* after a turf pond had been dug out in the 16th century. *Scorpidium scorpioides* entered already in the aquatic vegetation phase. The combination of species point to the influence of iron-rich seepage. The subsequent development is unknown, as the turf pond was shallowly dug out again in the beginning of the 20th century. Under the already eutrophied conditions in the '60s the second terrestrialisation phase developed in a different way than the first: now *Typha* species and *Juncus subnodulosus* colonised the turf pond and from here a more eutrophic form of *Scorpidio-Caricetum diandrae* developed with *Calliergonella cuspidata*, *Calliergon giganteum* and *Straminergon stramineum* in the moss layer. In the Stobbenribben, terrestrialisation followed another pathway in a deep turf pond: the presence of *Stratiotes aloides*, *Nuphar lutea* and *Nymphaea alba* suggests also buffered, but also eutrophic circumstances. *Scorpidium scorpioides*, *Juncus subnodulosus*, *Phragmites australis*, *Thelypteris palustris* and *Typha angustifolia* settled on the *Stratiotes*. After the *Scorpidio-Caricetum diandrae* phase, the vegetation developed towards a wet heathland.

Recent developments in the terrestrialising plant communities in the Oostelijke Vechtplassen

During the last century, changes occurred in the young terrestrialising vegetations in the Oostelijke Vechtplassen. Despite that the first descriptions in the age of Thijssse were anecdotic, we learn from them that at the beginning of the 20th century the botanical diversity was large, with species such as *Menyanthes trifoliata*, *Equisetum fluviatile*, *Stratiotes aloides*, *Comarum palustre* and *Calla palustris* starting the terrestrialisation. Detailed vegetation descriptions from the 1950s also support this diverse image, varying from mesotrophic terrestrialisation (with *Menyanthes trifoliata* for instance) to eutrophic terrestrialisation with *Typha latifolia*. Around villages and industrial waste water disposal the first, local effects of eutrophication were visible. The descriptions of the vast presence of *Scorpidio-Caricetum diandrae* quacking fens with orchids appeal to the imagination. Large changes occurred in the 1960s and 1970s in the areas directly influenced by the river Vecht. Species indicating eutrophication entered the area, aquatic and semi-aquatic vegetations disappeared and the quality of the *Scorpidio-Caricetum diandrae* quacking fens decreased. At the same time the area with *Moerasbos* increased by a more extensive management, among others, at the expense of the areal of young succession stages. To promote new succession, in a number of reserves existing turf ponds were deforested, such as in the Westbroekse Zodden, or new turf ponds were dug, such as in the Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven. In these turf ponds, species which could start the terrestrialisation process, were found very soon. However, these species partly disappeared subsequently, such as *Stratiotes aloides* in the Westbroekse Zodden. Also

recently young terrestrials vegetations declined, for instance in Het Hol and the Molenpolder, where vast, dense *Stratiotes aloides* stands disappeared.

Reconstruction using aerial photographs

Terrestrialisation rates in the Molenpolder, Het Hol, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven and the Westbroekse Zodden were reconstructed for a selection of turf ponds using aerial photographs from 1936, 1943, 1956, 1967, 1977, 1995, 2001, 2006 and 2012. This study provides a unique image of the terrestrialisation pace in a vast area during periods with rather pristine water quality, as well as in periods with pollution. To make this reconstruction, the shores of these turf ponds were manually drawn at each photograph, and shoreline progress and the rate of disappearance of open water were calculated. By this reconstruction it became clear that terrestrialisation still takes place in these areas and the assumption that terrestrialisation came to a standstill after the 1950s can be rejected. Yet, it seems that the terrestrialisation rate in part of these areas is slower last decades. At this moment, this rate is approximately 25-35 cm per year at most in selected turf ponds where terrestrialisation still takes place. Before the 1960s a higher terrestrialisation rate was determined: up to 90 cm per year in the Molenpolder. In the Westbroekse Zodden the terrestrialisation rate of the turf ponds that were dug out again at the beginning of the 1990s was calculated. In half of the selected turf ponds, terrestrialisation took place. In some of them approximately half of the open water terrestrialised in between 2001 and 2012.

Interviews with rich fen experts

A picture of the terrestrialisation and the changes in water quality, management and grazing pressure in the Oostelijke Vechtplassen, the Wieden-Weerribben and De Nieuwkoopse plassen was drawn from interviews with 13 fen experts. Despite the improved water quality last decades, terrestrialisation seems to be slowed down by the accumulation of phosphates and toxins such as sulphide and ammonium in the sediment, an inheritance of the bad surface water in the past. Also agricultural fertilisation and fixation of the surface water levels led to degraded, hypertrophic peat shores, where terrestrials species are outcompeted by faster growing species. In addition, the decrease of groundwater pressure decreased the inflow of iron rich, buffered water into the turf ponds. Besides, also the shape of the newly dug turf ponds (shallow and not too steep) and the management after the construction is of importance for the development of young terrestrials communities. If all these circumstances are right, the grazing by geese, swans and the invasive *Procambarus clarkii*, can still slow down terrestrialisation.

Changes in water quality in the Oostelijke Vechtplassen

The changes in surface water quality were reconstructed using data of for instance the Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vechtstreek. During the 1980s and 1990s the reserves showed a large influence of polluted, hypertrophic water of the river Vecht. At this moment, eutrophication is successfully dealt with. In the Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven and a part of Hollands Ankeveen the data show the influence of groundwater seepage. Other areas, such as the Tienhovense Plassen and Molenpolder, are infiltration areas, which are fed with surface water. The changes in water quality in Het Hol since 1999/2000 are striking: nutrient concentrations were already low in before, but from this certain moment, also concentrations of calcium, bicarbonate, magnesium and potassium dropped.

Present terrestrialisation

Comparison by field survey

In a field survey, almost 80 Dutch turf ponds in the Oostelijke Vechtplassen, Wieden-Weerribben, Mieden and Nieuwkoopse Plassen were compared on vegetation development, surface water quality, spropelium and sediment quality, shore soil quality and turf pond characteristics. The selection contained turf ponds without terrestrialisation as well as turf ponds with terrestrialisation, varying from mesotrophic to eutrophic communities. This is the first study to portray these young terrestrials plant communities so comprehensively. It appeared that abiotic circumstances were

mostly right for terrestrialisation. The type of terrestrialising plant community however strongly depended on the chemical quality and on the turf pond shape. Young mesotrophic terrestrialising communities, supposedly having the highest potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*, were generally found under circumstances characteristic for groundwater fed systems: high iron, calcium and bicarbonate concentrations and low nutrient concentrations. Most of these communities develop from species rooting in the sandy sediment, so turf ponds should be shallow and have not too steep shores. Terrestrialisation by *Stratiotes aloides*, also a pathway towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*, needs however more nutrients. Especially the low N/K ratio and the high CO₂ concentrations in the surface water are noteworthy for this type of terrestrialisation. Mostly all other communities studied are growing under eutrophic circumstances. Communities of *Thypha angustifolia* and *Thelypteris palustris* occur in a broad variety of systems, from rainwater fed towards eutrophic buffered water.

Using surface water quality data from other sources, the suitability for terrestrialisation of a wide range of turf ponds in the Oostelijke Vechtplassen was studied. From these data it appeared that some of them are too eutrophic for terrestrialisation, and in some others terrestrialisation might be hampered by their rainwater fed character. Only a small part of the turf ponds seem, based on the surface water quality, appropriate for terrestrialisation by communities with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*: for the groundwater fed mesotrophic communities these are turf ponds in the Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven and a part of Hollands Ankeveen. For terrestrialisation a number of turf ponds in De Molenpolder, Tienhovense Plassen, Westbroekse Zodden and Het Hol seem to be suitable. Strikingly, many turf ponds in Het Hol don't seem to be suitable for the mesotrophic terrestrialising plant communities, nor for *Stratiotes aloides* anymore, whereas the reserve used to be known for these communities. The lack of terrestrialisation isn't caused by absence of terrestrialising species, so called *ecosystem engineers*. On nearly every shore some of these species are present. For some of the potential *ecosystem engineers* which aren't dispersed by wind, dispersal might be a problem if they are also absent in the surroundings and the seed bank.

Study of vegetation development in the Wieden and Weerribben

In the Wieden-Weerribben vegetation succession in permanent plots followed since 2009, was studied. This provides new insight into the direction of the succession: the direction seems to be still reversible during the aquatic and young terrestrialisation phase, something many schemes of successional pathways rather neglect. Additionally, terrestrialisation by *Stratiotes aloides* was studied in a selection of turf ponds. Some of these *Stratiotes aloides* stands are able to form a substrate of floating detritus within 6 years, on which a rainwater lens can be formed, where *floating raft formation* takes place. In the dense *Stratiotes aloides* stands a gradient of electrical conductivity and pH was found from the inlet towards the other side of the turf pond.

Reference study in Poland

In the Drawa National Park in Poland two different types of terrestrialisation were studied in hydrological intact systems. The first one concerned a marginally buffered terrestrialising vegetation, which might not be active anymore. The other was a strongly buffered limestone containing fen, with active terrestrialisation developing towards a *Scorpidio-Caricetum diandrae* community. This reference study emphasizes the importance of a low nutrient availability –especially phosphorus- and high calcium concentrations. Besides, groundwater influence in the reference areas was larger than in the majority of the Dutch locations. In the Dutch situation groundwater influence is often strongly reduced compared to the past. On the contrary, in the Netherlands, the influence of the enlarged nutrient concentrations and grazing pressure are higher than in than in the past and than in the research areas in Poland.

Field measures

Introduction of floating rafts (pilot)

To stimulate the formation of floating rafts, small rafts with *Calla palustris*, *Thelypteris palustris*, *Typha angustifolia* and *Phragmites australis* were introduced in De Molenpolder and Westbroekse Zodden. Within 2 years, the Molenpolder rafts fell apart and sank mostly, but in the more shallow turf pond in the Westbroekse Zodden they kept floating. PVC pipes and pinetree trunks were used as floaters for the rafts. Around half of the rafts a cage was placed to protect them from grazing by water fowl and bigger fishes. The rafts with the wooden floaters lay deeper into the water than the rafts with the pvc floaters. At the rafts with the wooden floaters, *Calla palustris* and *Hydrocharis morsus-ranae* performed well. The rafts with the pvc floaters were dominated with *Juncus articulatus* and *Bryum pseudotriquetrum*, *Carex paniculata* and *Carex pseudocyperus*. Within the cages, the area around the rafts was covered with helophytes, especially *Sparganium erectum*. *Typha angustifolia* and *Calla palustris* established at the greater part of the rafts, increased, and expanded towards the open water. The introduced *Phragmites australis* didn't increase, although initially this species was even germinating from seed. *Thelypteris palustris* performed worse and decreased. *Scorpidium scorpioides*, which was introduced to the rafts in the second year, seemed to perform better on the rafts with the PVC floaters. Presumably, the helophytes around the rafts facilitate the expansion of the *ecosystem engineers* towards the water, but if they grow too dense, the shading is counterproductive.

Introduction of floating rafts (LIFE)

In 2014 two nature management organisations, Staatsbosbeheer and Natuurmonumenten, introduced large rafts (approximately 100 m²) into three reserves (Westbroekse Zodden, Ankeveen and Weerslootgebied) to stimulate terrestrialisation. This project was financed by LIFE (European Union). The project gave the opportunity to study the establishment and expansion of young terrestrialising vegetations on floating rafts on a large scale. Seed mixtures of seeds from the Westbroekse Zodden and Krimpernerwaard and seeds of *Phragmites australis*, *Cicuta virosa* and *Typha angustifolia* were sowed into the rafts, together with fertilizers. *Stratiotes aloides* plants were introduced into the gaps in between the raft parts. On each raft a small cage was placed to follow the development without grazing. The turf ponds, into which the rafts were placed, differed in nutrient concentrations and buffering and depth. The vegetation coverage, biomass and often also plant diversity were higher within the cages than outside after two years. The difference in biomass became larger the more eutrophic the rafts. The trophic state of the rafts depended on the nutrient availability in the turf pond as well as the shallowness of it; beneath the rafts an anaerobic zone was formed and more nutrients became available from the sediment if they were placed in shallow water. In Ankeveen as well as in the Westbroekse Zodden, some rafts had a coverage of less than 10% in the oligotrophic turf ponds. Only in one-third of the rafts *Stratiotes aloides* was still present after two years, mostly with low coverages and showing marks of grazing.

Sod-cutting of shores

Sod-cutting of shores as a measure to promote terrestrialisation was studied in the Westbroekse Zodden and the Molenpolder. The idea behind was to both flatten the shoreline as well as remove a surplus of nutrients – which succeeded especially in Westbroek-, so species able to start terrestrialisation from the shores would gain more space. This measure was taken both with and without anti-grazing cages, and with or without the introduction of the *ecosystem engineers* *Calla palustris*, *Typha angustifolia* and *Thelypteris palustris*. This introduction was in half of the plots accompanied by the introduction of *Stratiotes aloides* stands, which should facilitate the expansion of the species towards the water. The effects of grazing were large: in the Westbroekse Zodden the aquatic zone within the cages was covered with macrophytes such as *Hydrocharis morsus-ranae* and *Characeae* in the sod-cut treatment, or with *Stratiotes aloides* in the plots where this species was introduced. Outside the cages almost no submerged or floating macrophytes were present and all *Stratiotes aloides* disappeared. In the Molenpolder aquatic vegetation and the introduced *Stratiotes aloides* were absent outside as well as inside the cages. The influence of the grazing of

Procambarus clarkii was tested with small cages with a small mesh size into which one specimen of *Stratiotes aloides* was introduced. In the Westbroekse Zodden the influence of the grazing of *Procambarus clarkii* was rather small, in contrast to that of water fowl. In the Molenpolder, however, *Procambarus clarkii* had a large influence on the growth of *Stratiotes aloides*. It also appeared that its juveniles were able to enter the cages with the small mesh size. The absence of aquatic vegetation within the larger cages –with a larger mesh size-, could well be caused by *Procambarus clarkii*. In the Westbroekse Zodden, the introduced *ecosystem engineers* rooted in all treatments, but in the Molenpolder *Calla palustris* performed only well in the sod-cut treatment. In the Westbroekse Zodden sod-cutting had a positive effect on the establishment of other *ecosystem engineers*, such as *Carex rostrata* and *Ranunculus lingua*. The introduced *ecosystem engineers* hardly expanded within the 2,5 years time frame, although some *Calla palustris* plants were able to expand using the remaining *Stratiotes aloides* stands in Westbroek.

Mowing mesocosm experiment

The effects of mowing and nutrient supply were tested in a full factorial mesocosm experiment using floating sods from the Westbroekse Zodden. Under eutrophic conditions the vegetation expanded faster horizontally than under mesotrophic circumstances. The coverage with vascular plants was also higher, providing less light for the mosses. The buoyancy of the sods was also higher and CO₂ and N₂O were net emitted, whereas CO₂ was net fixed and almost no N₂O was emitted under mesotrophic conditions. Because of the higher buoyancy, there is the risk of losing contact with the buffering of the surface water. Added up, the circumstances for development towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* seem less ideal in eutrophic conditions. The mowing caused a smaller buoyancy and a net CO₂ fixation under the eutrophic conditions.

Synthesis

Present terrestrialisation

The water quality in the Oostelijke Vechtplassen has improved since the 1980s to the extent that in few cases high nutrient concentrations will hamper terrestrialisation. However, for certain types of terrestrialisation, especially mesotrophic plant communities and terrestrialisation by *Stratiotes aloides* stands, supposedly having the highest potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*, the water quality in many turf ponds in the Oostelijke Vechtplassen, is not suitable: these turf pond either have too high nutrient concentrations or the bicarbonate concentration is too low. Also the sediment quality is often not appropriate. At the spots where terrestrialisation probably could occur, grazing is an important factor hampering the terrestrialisation process. This role seems to be larger in under eutrophic conditions, including *Stratiotes aloides* stands, than for mesotrophic communities. Dispersion does not seem a factor of importance, except for certain more rare species without wind dispersal.

Measures

In the selection of location for the development of new turf ponds –or the excavation of old ones-, the preferred conditions of target terrestrialising communities should be kept in mind. If the purpose is to develop mesotrophic communities with a higher potential of developing towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*, the turf ponds should be kept shallow, the slopes of the shores flat, the sediment sandy and, above all else, influenced by iron and calcium rich seepage. As an exception, the *Juncus-Menyanthes* type doesn't need shallowness, as it doesn't develop from the sediment. Also for Reed terrestrialisation a flat slope of the shore and a shallow turf pond are important. The flattening of a shore by sod-cutting could be a measure to make existing turf ponds more suitable for these types of terrestrialisation. This measure could also be taken to remove nutrients from hypertrophic shores to make them more suitable for the establishment of *ecosystem engineers*.

Also terrestrialisation by *Stratiotes aloides* – which mainly occur in surfacewater fed systems - could develop into a *Scorpidio-Caricetum diandrae* communities. In the

absence of *Stratiotes aloides* stands, floating rafts could be used to facilitate terrestrialisation. As our monitoring took only 2 or 3 years, we are however still not sure of this would be an appropriate measure. A possible development towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* only occurs under nutrient poor conditions, but will take longer than duration of the present experiments. The vegetation coverage of the floating rafts was much higher in shallow, nutrient rich turf ponds, whereas the biodiversity and the survival of *Stratiotes aloides* was higher in the deeper, non-eutrophied turf ponds. Because the phosphorus availability and grazing by waterfowl seem to correlate, turf ponds under nutrient poor conditions would eventually have more opportunities to develop towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* in future.

The management is nowadays much less intensive than at the time when the vegetation was used for economical purposes. For the development of *Scorpidio-Caricetum diandrae*, however, a very intensive management is needed under present conditions. At the right time the yearly mowing of the young vegetation should be started, already before small tree seedling become predominant. This might be in an earlier stage than before, because of the high nitrogen deposition. If the shores ('legakkers') are next to the terrestrialising rafts are practicable by machines, mowing could be done with a far reaching cutter bar. Otherwise vegetations could be mown by an amphibian mower, or in winter in periods with ice. When the raft is able to support machinery, mowing could be switched to the summer period.

Supply of buffering substances (often via groundwater seepage) is necessary for young mesotrophic plant communities with a high potential to develop into *Scorpidio-Caricetum diandrae*. Despite the fact that the hydrology of many former seepage areas has changed, this still should be kept in mind when making changes in the hydrological system. For instance, seepage can be promoted by keeping the surface water level low in areas with some groundwater pressure and by filling drainage ditches or making them more shallow in the areas where they drain the groundwater. If surface water from groundwater fed areas situated somewhere else could be used as a surrogate for seepage on the spot, should still be studied. *Stratiotes aloides* stands depend on a more eutrophic water type with enough buffering and enough macro-ions, especially potassium. They therefore depend on the supply (inlet) of surface water. Still, the river water has too high concentrations of nutrients and sulphate. For this reason, inlet of river water is restricted where possible. The allowance of surface water level fluctuation make the necessity of the inlet of eutrophied water even smaller. This will however also mean that some areas will become less suitable for *Stratiotes aloides* stands.

Future research

For a better understanding of young terrestrialisation and the development of *Scorpidio-Caricetum diandrae* quacking fens more research is still needed. The causes of the recent disappearance of *Stratiotes aloides* stands in the Oostelijke Vechtplassen remain yet unsolved. This species forms a crucial link in the terrestrialisation process, which seem to take place much slower in deep turf ponds without the facilitation of *Stratiotes* stands. Knowledge about the circumstances under which fast terrestrialisation took place in the past and whether this led to the development of *Scorpidio-Caricetum diandrae* communities, is also lacking. Besides, it is not yet completely clear which different pathways can be followed in the development of *Scorpidio-Caricetum diandrae* and which role mosses like *Scorpidium scorpioides* play at which moment in the succession. The testing of practical measures such as sod-cutting, the introduction of *ecosystem engineers* or the use of floating rafts, needs more time. Nevertheless, it became clear that the grazing pressure by for instance water fowl, muskrats and *Procambarus clarkii* is very high in the Oostelijke Vechtplassen. Measures to combat the grazing pressure on a large scale in the crucial stages of young succession should still be developed.

Samenvatting

Inleiding

Aanleiding

In het Nederlandse laagveenlandschap is de aanwezigheid van verschillende verlandingsstadia en ondergedoken waterplantenvegetaties van groot belang voor de diversiteit van het landschap. In de huidige laagveenlandschappen zijn trilvenen (H7140A) aan het verouderen, terwijl er geen nieuwe aanwas is door het uitblijven van verlanding in petgaten. Met name in de Oostelijke Vechtplassen wordt geconstateerd dat verlanding tegenwoordig vaak uitblijft.

Het kennisnetwerk OBN en Waternet (Waterbeheerder in een de Oostelijke Vechtplassen) zijn daarom dit onderzoek opgestart. Het onderzoek is uitgevoerd door een consortium van Onderzoekcentrum B-ware, het NIOO, Altenburg en Wymenga, de Universiteit van Amsterdam, de Radboud Universiteit Nijmegen, Witteveen+ Bos (door overstap oud-UvA-medewerker Casper Cusell), Hogeschool VHL (door overstap oud-Altenburg&Wymenga-medewerker Jasper van Belle) en vrijwilligers Rob van Leeuwen en Wim Weijs.

Het belangrijkste knelpunt dat opgelost moet worden voor het realiseren van N2000- en KRW- (Kaderrichtlijn Water) doelen in het laagveenlandschap (DLG, 2013) is daarom als volgt geformuleerd:

*'Knelpunt: Het vrijwel **niet optreden van successie** in Nederlandse petgaten en meren, van aquatische vegetaties en jonge oever-verlandingsstadia naar de verschillende verlandingsvegetaties waaronder basenrijke trilvenen, waardoor zo goed als alle nieuw gegraven petgaten open water blijven met een betrekkelijk geringe biodiversiteit, en zonder verlanding. Het zeer beperkte areaal aan goed ontwikkelde basenrijke schorpioenmosvenen wordt op deze wijze bijvoorbeeld niet of nauwelijks vergroot (o.a. Lamers et al., 2010).'* (DLG, 2013)

De belangrijkste onderzoeksvragen die dit onderzoek moet beantwoorden zijn:

- Welke vegetatiekundige ontwikkeling markeerde in de jaren tussen 1920 en 1960 de verlanding van petgaten tot kraggen?
- Welke vegetatiekundige ontwikkeling is er nu in het veld waar te nemen op plaatsen waar de verlanding tot kraggen actueel optreedt? Is het werkelijk zo dat stadia van beginnende verlanding momenteel alleen optreden in Noordwest Overijssel en in geïsoleerde delen van de Nieuwkoopse plassen, maar niet of nauwelijks daarbuiten?
- Welke waterkwaliteit, bodemkwaliteit, fysische kenmerken en hydrologische factoren markeren plaatsen met en zonder actuele verlanding; welke kenmerkende verschillen treden op bij de locaties waar actueel verlanding optreedt?
- Spelen *ecosystem engineers* een doorslaggevende rol op verschillende momenten in de successiereeks en hoe doen ze dat dan?
- Is door middel van herstelmaatregelen de successie van open water naar kraggen in laagvenen te beïnvloeden?

Onderzoeksgebieden

Het onderzoek is uitgevoerd in de Oostelijke Vechtplassen, dat van oudsher vanuit de flanken langs de Utrechtse Heuvelrug gevoed werd door kwelwater, en ter vergelijking

ook in de Mieden (nog steeds kwelgevoed), de Wieden-Weerribben en de Nieuwkoopse Plassen (beide oppervlaktewatergevoed).

Typen jonge verlandingsgemeenschappen

Welke plantengemeenschappen voor verlanding zorgen is ondermeer afhankelijk van de trofie van het water. Onder mesotrofe omstandigheden zijn dit gemeenschappen met soorten als Snavelzegge (*Carex rostrata*), Holpijp (*Equisetum fluviatile*) en Waterdriblad (*Menyanthes trifoliata*). Onder eutrofe condities zijn dit gemeenschappen met Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*), Waterscheerling (*Cicuta virosa*), Pluimzegge (*Carex paniculata*), Riet (*Phragmites australis*) en Lisdodde (*Typha* spp.). Vooral van de mesotrofe jonge verlandingsgemeenschappen is bekend dat zij bij geschikt beheer over kunnen gaan in Trilveen (*Scorpidio-Caricetum diandrae*).

Onderzoeksaanpak

De aanpak van het onderzoek bestond uit drie delen: historisch onderzoek dat antwoord moest geven op de vraag hoe de successie vroeger verliep en onder welke omstandigheden, actueel onderzoek dat de vraag moest beantwoorden hoe het tegenwoordig verloopt en experimenteel onderzoek, waarin gekeken werd welke beheermaatregelen geschikt zijn om verlanding weer op gang te helpen.

Historische ontwikkeling

Paleo-ecologische reconstructie

In twee voormalige trilvenen (uit de Westbroekse Zodden en de Stobbenribben) is een paleo-ecologische reconstructie gemaakt van de verlanding die er is opgetreden. Veel aannames over successie in laagveenwateren zijn gedaan op grond van ruimtelijke zoneringen in vegetatietypen. Paleo-ecologische reconstructies geven echter het werkelijke temporele verloop van de successie op een bepaalde locatie weer. Met behulp van dit soort reconstructies kan een beter beeld verkregen worden van hoe de successie van jonge verlanding naar trilveen werkelijk kan verlopen. In de Westbroekse Zodden werd gereconstrueerd dat in een 16^e eeuwse ondiepe petgat een successie is opgetreden met Kranswieren (*Characeae*), Holpijp en reeds in deze aquatische fase Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*). Dit duidt op een mesotrofe verlanding onder invloed van ijzerrijk kwelwater. Hoe de veenvorming daarna is verlopen, is niet duidelijk, want aan het begin van de 20^e eeuw werd er hier opnieuw een -ondiepe- petgat uitgegraven. Onder de reeds eutrofe condities van de jaren '60 trad er een andere verlanding op: met Lisdodde en Paddenrus (*Juncus subnodulosus*). Hieruit ontstond een relatief nutrientenrijker trilveen, waarin de mossen Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*), Reuzenpuntmos (*Calliergon giganteum*) en Sliertmos (*Straminergon stramineum*) de moslaag domineerden. In de Stobbenribben verliep de verlanding van een uitgeveend, diep petgat anders: het voorkomen van Krabbenscheer, Gele plomp (*Nuphar lutea*) en Witte waterlelie (*Nymphaea alba*) wijst hier op gebufferde, maar ook eutrofe omstandigheden. Op deze Krabbenscheer vestigden zich onder andere Rood Schorpioenmos, Paddenrus, Riet, Moerasvaren (*Thelypteris palustris*) en Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*). Na de fase van Trilveen ging de successie richting Moerasheide.

Recentere veranderingen in verlandingsvegetaties in de Oostelijke Vechtplassen

In de verlandingsvegetaties van de Oostelijke Vechtplassen zijn in de afgelopen eeuwen grote veranderingen opgetreden. Hoewel de eerste beschrijvingen uit de tijd van Thijsse nog anekdotisch waren, weten we uit het begin van de 20^e eeuw dat er een grote botanische diversiteit aanwezig was, met soorten die de verlanding in gang konden zetten, zoals Waterdriblad, Holpijp, Krabbenscheer, Wateraardbei (*Comarum palustre*) en Slangenwortel (*Calla palustris*). Gedetailleerdere beschrijvingen zijn er vanaf de jaren '50, waaruit deze diversiteit variërend van mesotrofe (o.a. verlandingsgemeenschappen met Waterdriblad) tot eutrofe (o.a. Grote lisdodde) jonge verlandingsvegetaties eveneens bleek. Rond dorpen en afvoerkanalen van de industrie waren toen de eerste, nog lokale, effecten van eutrofiëring te zien. De beschrijvingen

van de toenmalige grootschalige aanwezigheid van trilveenmoerassen met orchidëen spreken zeer tot de verbeelding. Grote veranderingen traden in de jaren '60 en '70 op in de gebieden die direct onder invloed van water uit de Vecht stonden. Eutrofiëringsindicatoren deden hun intrede, aquatische en semi-aquatische vegetaties verdwenen en de kwaliteit van de trilvenen nam af. Tegelijkertijd nam, onder meer door minder intensief beheer, het areaal moerasbos toe, ten koste van het oppervlak van jongere successiestadia. Om jonge successie weer een kans te geven, werden in een aantal gebieden, zoals de Westbroekse Zodden, oude petgaten van het bos ontdaan en opnieuw uitgegraven, of, zoals in de Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven, nieuwe petgaten aangelegd. In deze petgaten werden al snel soorten aangetroffen die de verlanding op gang zouden kunnen brengen. Deels verdwenen deze weer, zoals Krabbenscheer, die eerst in een aantal petgaten in de Westbroekse Zodden voorkwam. Ook traden er recent nog verslechtingen op in jonge verlandingsvegetaties, zoals in Het Hol en de Molenpolder, waar grote aaneengesloten velden met Krabbenscheer verdwenen.

Luchtfotoreconstructie

Met behulp van luchtfoto's uit 1936, 1943, 1956, 1967, 1977, 1995, 2001, 2006 en 2012 is gereconstrueerd hoe snel de verlanding in de Molenpolder, Het Hol, Tienhoven en Westbroek (laatste alleen nieuwe petgaten) verliep in een groot aantal petgaten. Deze studie geeft een uniek beeld van de verlandingsnelheid in perioden met een goede en perioden met een verslechterde waterkwaliteit in een groot gebied. Voor de luchtfotoreconstructie is de oeverlijn van de petgaten op elke luchtfoto ingetekend en is berekend hoe snel deze opschoof en welke fractie van het open water van het petgat jaarlijks verdween. Door deze reconstructie werd duidelijk dat er in deze gebieden nog steeds verlanding optreedt en kan de aanname dat de verlanding geheel is stilgevallen na de jaren '50 worden verworpen. Wel lijkt het erop dat de verlanding in veel van de gebieden in de afgelopen decennia trager is verlopen. De verlandingsnelheid is momenteel maximaal ongeveer 25-35 cm per jaar in geselecteerde petgaten waar nu nog verlanding optreedt. Voor de jaren '60 werd een snellere verlanding geconstateerd: tot wel 90 cm per jaar in de Molenpolder. In de Westbroekse Zodden is de verlanding in de petgaten die begin jaren '90 gegraven werden, bestudeerd. In helft van de voor het onderzoek geselecteerde nieuwe petgaten trad verlanding op. In enkele van de petgaten met verlanding is in de periode 2001-2012 zelfs ongeveer de helft van het oppervlak van het petgat verland.

Interviews laagveendeskundigen

Door middel van gesprekken met 13 laagveendeskundigen is een beeld verkregen van de aanwezigheid van jonge verlandingsvegetaties in de Oostelijke Vechtplassen, de Wieden en Weerribben en de Nieuwkoopse plassen vroeger en nu en de veranderingen die zijn opgetreden in waterkwaliteit, beheer en graasdruk. Ondanks een verbeterde waterkwaliteit in de laatste jaren lijkt verlanding te worden geremd door de erfenis van een slechte waterkwaliteit uit het verleden, waardoor fosfaat en toxinen als sulfide en ammonium zich opgehoopt hebben in de waterbodem. Ook heeft bemesting en peilverstarring geleid tot veraarde, voedselrijke oevers waar verlanders weggeconcurrerd worden door snelgroeiende soorten. Het verdwijnen van kwel heeft er bovendien toe geleid dat er minder van nature gebufferd, ijzerrijk water de petgaten inkomt. Daarnaast is ook een juiste aanleg van nieuwe petgaten (niet te diep en niet te steil talud) en het beheer na aanleg (intensiever) belangrijk voor de ontwikkeling van verlandingsvegetaties. Als de omstandigheden wel allemaal gunstig zijn, kan echter een grote graasdruk door ganzen, zwanen en Amerikaanse rivierkreeften (*Procambarus clarkii*) ervoor zorgen dat de verlanding toch niet goed op gang komt.

Waterkwaliteitsveranderingen in de Oostelijke Vechtplassen

Met behulp van waterkwaliteitsgegevens van onder andere Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vechtstreek is gekeken naar de veranderingen die sinds de jaren '80 op zijn getreden in de oppervlaktewaterkwaliteit. In de jaren '80 en '90 was er een grote invloed van vervuild, eutroof Vechtwater te zien. Nu is deze eutrofiëring sterk teruggedrongen. In de Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder van Tienhoven

en een deel van Hollands Ankeveen is aan de waterkwaliteit in de petgaten te zien dat er kwel optreedt. Andere gebieden, zoals de Tienhovense Plassen en de Molenpolder zijn wegzijgingsgebieden die gevoed worden door oppervlaktewater. Opvallend is dat in Het Hol de waterkwaliteit sinds 1999/2000 sterk veranderd is: de nutriëntenconcentraties waren al vrij laag vóór die periode, maar vanaf dat moment daalden ook de concentraties van calcium, bicarbonaat, magnesium en kalium sterk.

Huidige verlanding

Vergelijkend veldonderzoek

In een veldonderzoek zijn bijna 80 Nederlandse petgaten in de Oostelijke Vechtplassen, Wieden en Weerribben, Mieden en Nieuwkoopse plassen met elkaar vergeleken op vegetatieontwikkeling, oppervlaktewaterkwaliteit, slib- en sedimentkwaliteit, kwaliteit van de oever en petgatkaracteristieken. Hierbij zaten petgaten zonder verlanding en met jonge verlanding die varieerde van mesotrafente tot eutrafente typen. Dit is de eerste studie die jonge verlangstypen zo uitgebreid in beeld brengt. Uit deze analyse kwam naar voren dat de abiotiek in de onderzochte petgaten bijna altijd voldoende was voor verlanding. Het type verlanding is echter wel sterk afhankelijk van de kwaliteit en van de vorm van het petgat. De mesotrofe jonge verlandingsstypen, die waarschijnlijk de hoogste potentie hebben voor de ontwikkeling van Trilveen, zijn meestal te vinden onder omstandigheden die karakteristiek zijn voor kwelinvloed: hoge concentraties ijzer, calcium en bicarbonaat en lage concentraties nutriënten. De meeste van deze typen ontstaan in eerste instantie door in de zandbodem wortelende soorten, dus moeten de petgaten niet te diep zijn en een flauwe oever hebben. Krabbenscheerverlandingen, waarop ook trilveen kan ontstaan, hebben daarentegen meer nutriënten nodig. Met name de lage N/K-verhoudingen in het petgat, en de hoge CO₂-concentraties in het oppervlaktewater zijn opvallend in de Krabbenscheerverlandingen. De overige onderzochte typen komen met name in wat eutrofe omstandigheden voor. Van verlandingen van Kleine lisdodde met Moerasvaren is het opvallend dat ze een breed voorkomen hebben – van regenwatergevoed tot hard, eutroof water.

Met behulp van oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens van petgaten in de Oostelijke Vechtplassen uit andere bronnen is onderzocht of deze ook geschikt zouden zijn voor verlanding. Hieruit bleek dat er petgaten zijn die waarschijnlijk te eutroof zijn voor verlanding, en petgaten die juist zo sterk door regenwater gevoed zijn dat dit mogelijk ook een belemmering vormt. Slechts een deel van de petgaten lijkt op grond van de oppervlaktewaterkwaliteit geschikt voor de ontwikkeling van verlandingsverlanding met een hoge kans op de ontwikkeling van Trilveen: voor de kwelgebonden, mesotrafente typen zijn dit petgaten in de Westbroekse Zodden, de Oostelijk Binnenpolder Tienhoven en een deel van Hollands Ankeveen. Voor Krabbenscheerverlanding lijken een aantal petgaten in de Molenpolder, de Tienhovense Plassen, de Westbroekse Zodden en Het Hol geschikt. Opvallend is dat veel petgaten in Het Hol niet meer geschikt lijken voor de mesotrafente typen van verlanding of voor Krabbenscheerverlanding, terwijl het gebied vroeger juist bekend stond om deze verlandingsvegetaties. Het uitblijven van verlanding is niet te wijten aan de afwezigheid van soorten die verlanding in gang kunnen zetten. Op alle oevers zijn er wel enkele van deze soorten aanwezig. Voor een aantal *ecosystem engineers* die geen windverspreiding kennen, kan dispersie wel een probleem zijn als ze niet in de omgeving of in de zaadbank aanwezig zijn.

Vegetatie-onderzoek Wieden en Weerribben

In de Wieden en Weerribben is de successie in pq's die al vanaf 2009 gevolgd worden, bestudeerd. Dit geeft een nieuw inzicht in de richting van de successie: deze blijkt in de aquatische fase en gedurende de jonge verlanding nog reversibel te zijn; iets wat in de meeste successieschema's onderbelicht blijft. Daarnaast is een aantal petgaten met Krabbenscheerverlanding in detail bestudeerd. Een deel van de Krabbenscheervelden blijkt in staat om al binnen 6 jaar een substraat van drijvend afgestorven bladmateriaal te vormen, waarboven een regenwaterlens kan ontstaan en waarop drijftilvorming plaatsvindt. In Krabbenscheervelden komt vanaf het hydrologische inlaatpunt een gradient voor in geleidingsvermogen en zuurgraad.

Referentie-onderzoek Polen

In het Drawa Nationaal Park in Polen werden op twee locaties verlandingsvegetaties bemonsterd in systemen die hydrologisch vrijwel intact waren. Het ene systeem betrof een weinig gebufferde verlandingsvegetatie, die naar schatting niet (meer) zo snel verliep en die op korte afstand overging in veenmosdominantie. Het andere systeem betrof een sterk gebufferd kalkmoeras, waar de actieve jonge verlanding overging in trilveen. Het referentie-onderzoek duidt eens te meer op het belang van lage voedselbeschikbaarheid – vooral ten aanzien van fosfor – en hoge calciumconcentraties. In de referentiegebieden was daarnaast de grondwaterinvloed groter dan in met merendeel van de Nederlandse locaties. In de Nederlandse situatie is de invloed van grondwater vaak sterk gereduceerd in vergelijking met het verleden. De invloed van verhoogde nutriëntenconcentraties en begrazingsdruk zijn in de Nederlandse situatie juist hoger ten opzichte van het verleden en ten opzichte van de referentiegebieden in Polen.

Herstelmaatregelen

Inbrengen vloten (pilot)

Om kragtevorming te stimuleren zijn in petgaten in de Westbroekse Zodden en de Molenpolder rietvloten met Slangenwortel, Moerasvaren, Kleine lisdodde en Riet ingebracht. De vloten in de Molenpolder waren na twee jaar grotendeels uitelkaar gevallen of gezonken, maar in het ondiepere petgat in de Westbroekse Zodden bleven ze wel allemaal drijven. Als drijvers werden pvc buizen en houten dennenstammen gebruikt. Om de helft van de vloten werd een kooi geplaatst die graas door watervogels en grotere vissen moest voorkomen. De vloten met de houten drijvers waren diep in het water komen te liggen waardoor ze een veel lagere vegetatiebedekking hadden dan de vloten met pvc drijvers. Op deze dieper liggende vloten deden vooral Slangenwortel en Kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*) het goed. Op de vloten met pvc drijvers domineerden Zomprus (*Juncus articulatus*) en Veenknikmos (*Bryum pseudotriquetrum*), Pluimzegge en Hoge cyperzegge (*Carex pseudocyperus*). Binnen de anti-graaskooien was de ruimte naast de vloten voor een groot deel bedekt met hoge helofyten, met name Grote egelskop (*Sparganium erectum*). Kleine lisdodde en Slangenwortel hadden zich op het grootste deel van de vloten gehandhaafd en breidden zich daar uit en vormden ook uitlopers buiten de vloten. Het ingezette Riet breidde zich niet uit, na aanvankelijk zelfs gekiemd te zijn uit zaad. Moerasvaren deed het slecht en toonde een sterke achteruitgang. Het in het tweede jaar ingezette Rood schorpioenmos leek het op de vloten met PVC-drijvers beter te doen.

Er zijn aanwijzingen dat de begroeiing rondom de vloten faciliterend werkt voor Slangenwortel en Kleine lisdodde. Deze vormden de langste uitlopers waar er rondom de vloten een lage vegetatiebedekking was, maar niet zo hoog dat ze teveel beschaduwd werden.

Inbrengen LIFE-vloten

In 2014 hebben Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten in drie gebieden (Westbroekse Zodden, Ankeveen en Weerslootgebied) grote vlotconstructies van circa 100 m² ingezet om verlanding te stimuleren, gefinancierd door LIFE (EU). Dit gaf een unieke kans om de vestiging en uitbreiding van jonge verlandingsvegetaties op drijvende constructies op grote schaal te kunnen bestuderen. In de vloten waren, naast meststoffen, zaden uit een zadenmengsel uit de Westbroekse Zodden en de Krimpenerwaard en zaden van Riet, Waterscheerling en Kleine lisdodde ingebracht. In de open ruimtes tussen de deelvloten werd Krabbenscheer uitgezet. Op elk vlot werd een kleine anti-graaskooi aangebracht om de ontwikkeling zonder begrazing te volgen. De petgaten verschilden onderling sterk in trofie, buffering en diepte. De bedekking, biomassa en vaak ook de soortenrijkdom waren na twee jaar hoger binnen de anti-graaskooien dan erbuiten. Het verschil in biomassa werd groter naarmate de vloten voedselrijker waren. Dit hing zowel samen met de voedselrijkdom van het petgat als met de diepte; onder vloten die in ondiep water lagen, kon anaerobie ontstaan waardoor er meer voedingsstoffen onder het vlot beschikbaar waren. Zowel in Ankeveen als in de Westbroekse Zodden waren er voedselarme petgaten waarin de

vloten niet meer dan circa 10% begroeid raakten. Slechts bij een derde van de vloten was er na twee jaar nog Krabbenscheer terug te vinden. Deze haalde dan meestal ook nog eens lage bedekkingen en toonde sporen van vraat.

Plaggen oevers

Het afplaggen van oevers is in de Westbroekse Zodden en de Molenpolder uitgetest als maatregel om de verlanding te stimuleren. Het doel hiervan was om de oever te verflauwen en nutriënten af te voeren - wat met name in Westbroek lukte -, zodat soorten die de verlanding vanaf de oever in gang kunnen zetten, meer ruimte zouden krijgen. Deze maatregel werd uitgevoerd met en zonder anti-graaskooien en met en zonder het inzetten van potentiële verlanders (Slangenwortel, Kleine lisdodde en Moerasvaren). Het inzetten van deze soorten werd al dan niet gecombineerd met het inzetten van een aangrenzend veldje met Krabbenscheer in het water dat voor facilitatie van de verlanding moest zorgen. Er was een groot effect van begrazing: in de Westbroekse Zodden was de aquatische zone binnen de kooien bedekt met waterplanten zoals Kikkerbeet en Kranswier in de geplagde zone, of met Krabbenscheer waar deze was ingezet. Buiten de kooien groeiden nagenoeg geen aquatische planten en was alle Krabbenscheer verdwenen. In de Molenpolder ontbrak zowel binnen als buiten de kooien de aquatische vegetatie, inclusief de ingezette Krabbenscheer. Met behulp van kooitjes met een kleinere maaswijdte waarin één Krabbenscheerplant was uitgezet, is getest hoe groot de invloed van graas door Amerikaanse rivierkreeft was. In de Westbroekse Zodden was deze invloed niet zo groot, maar die van watervogels wel. In de Molenpolder was het effect van Amerikaanse rivierkreeft op de groei van de Krabbenscheerplanten erg groot. De juvenielen van deze soort bleken zelfs tot in de kleine kooitjes door te dringen. Het ontbreken van aquatische vegetatie binnen de anti-graaskooien zou in de Molenpolder dus best veroorzaakt kunnen worden door graas door Amerikaanse rivierkreeften. In de Westbroekse Zodden sloegen de ingezette verlanders in alle behandelingen aan, maar in de Molenpolder deed Slangenwortel het alleen op de geplagde oevers goed. In Westbroek had het plaggen een positief effect op de vestiging van andere *ecosystem engineers*, zoals Snavelzegge en Grote boterbloem. De ingezette *ecosystem engineers* breidden zich binnen 2,5 jaar nog nauwelijks uit. Op de Krabbenscheerveldjes in Westbroek die intact bleven, waren er wel enkele exemplaren van Slangenwortel die vanaf de oever het water in liepen.

Mesocosmos-experiment maaien

De effecten van maai-beheer en trofie zijn uitgetest in een mesocosmos-experiment met stukken kragge uit de Westbroekse Zodden. Onder eutrofe condities bleken de kraggen sneller aan te groeien dan onder mesotrofe omstandigheden. De bedekking met vaatplanten was hoger, waardoor mossen minder licht kregen. Onder deze omstandigheden was het drijfvermogen van de kragge ook groter en was er ook sprake van een netto CO₂-uitstoot en een hogere N₂O-uitstoot, terwijl onder mesotrofe condities CO₂ werd vastgelegd en er geen N₂O vrijkwam. Door het hoge drijfvermogen bestaat de kans dat de kragge eerder boven water uitkomt en er minder invloed is van gebufferd oppervlaktewater. In combinatie met de lichtlimitatie voor mossen lijken de kansen voor de ontwikkeling van trilveen onder deze omstandigheden kleiner. Het maaien zorgde onder eutrofe omstandigheden voor een lager drijfvermogen en een netto vastlegging van CO₂.

Synthese

Huidige verlanding

De waterkwaliteit is in de Oostelijke Vechtplassen inmiddels zover verbeterd dat deze op maar weinig plekken te voedselrijk is voor verlanding op zich. Voor verschillende typen verlanding, vooral voor de mesotrafente typen en voor het Krabbenscheertype, die richting een successie naar Trilveen zouden kunnen gaan, is de waterkwaliteit in veel petgaten in de Oostelijke Vechtplassen nu echter nog niet geschikt: het heeft ofwel een te hoge voedselrijkdom of een te lage buffering. Ook de kwaliteit van het sediment is vaak niet geschikt.

Bij het uitblijven van verlanding op ogenschijnlijk geschikte locaties, speelt vraat een belangrijke rol. Deze rol lijkt groter voor eutrafente typen (inclusief Krabbenscheer) dan voor mesotrafente typen. Dispersie lijkt voor het al dan niet optreden van verlanding in het algemeen niet de beperkende factor te zijn, maar mogelijk wel voor zeldzamere soorten met een slechte windverspreiding.

Maatregelen

Bij de keuze voor de locaties voor de aanleg van nieuwe petgaten of het uitgraven van bestaande is het verstandig rekening te houden met de standplaatscondities van gewenste verlandingsstypen. Als het doel is om mesotrafente verlanding te krijgen die zich richting trilveen zal ontwikkelen, moeten de petgaten ondiep zijn, een flauwe oever hebben, een zandige bodem en vooral onder invloed staan van ijzer- en calciumrijke kwel. Dit geldt overigens niet voor het type van Paddenrus en Waterdrieblad, dat zich niet vanuit de waterbodem ontwikkelt. Ook voor eutrafente verlanding met Riet is een flauwe oever en een niet te diep petgat van belang. Er zou ook voor gekozen kunnen worden om van bestaande, geschikte petgaten de oever te verflauwen door middel van afplaggen. Indien er sprake is van hypertrofe oevers, maakt het verflauwen van de oever de oevers eveneens geschikter voor soorten die de verlanding in gang kunnen zetten.

Ook Krabbenscheervegetaties –die vooral voorkomen in oppervlaktewatergevoede systemen- zouden aan de basis voor trilveenvorming kunnen liggen. Bij afwezigheid van Krabbenscheervegetaties zouden drijvende vloten gebruikt kunnen worden om kraggevorming te faciliteren. Of dit een geschikte maatregel is, is niet met zekerheid te zeggen na de twee à drie jaar waarin de monitoring heeft geduurd. Een mogelijke ontwikkeling richting trilveenachtige vegetaties geschiedt alleen onder voedselarme situaties, maar duurt langer dan de duur van de huidige experimenten. De vegetatiebedekking op de vloten was beduidend hoger in ondiepe, voedselrijke petgaten, terwijl de soortenrijkdom en overleving van Krabbenscheer hoger is in diepe, niet-geëutrofeerde petgaten.

Omdat fosforbeschikbaarheid en begrazing door watervogels samenhangen, lijken petgaten in een voedselarmere omgeving uiteindelijk meer kansen te hebben voor toekomstige trilveenvorming.

Het beheer van verlandingsvegetaties is momenteel veel minder intensief dan in de periode dat dit economisch rendabel was. Voor de ontwikkeling van Trilveen uit jonge verlanding is onder de huidige omstandigheden echter een zeer intensief beheer nodig. Er moet op het juiste moment begonnen worden met jaarlijks maaien, al voor dat boompjes de overhand krijgen, en dat is mogelijk door de verhoogde stikstofdepositie tegenwoordig al erg vroeg in de successie. Indien aanliggende legakkers breed en begaanbaar zijn en de kragge niet te breed is, kan dit met een lange giek. Anders zou dit met een amfibische maaiboot kunnen, of moet dit in de winter gebeuren als er ijs ligt. Bij voldoende draagkracht kan dan pas worden overgestapt op zomermaaien.

Voor de jonge mesotrafente verlandingsstypen die richting trilveen kunnen gaan is aanvoer van gebufferd water (vaak via kwel) nodig. Ondanks dat de hydrologische omstandigheden van veel voormalige kwelgebieden zodanig is veranderd dat de kweldruk veel lager is dan vroeger, kan hier in de inrichting wel rekening mee gehouden worden. Dit kan door bijvoorbeeld het peil niet te hoog op te zetten, waardoor de kwel niet wordt weggedrukt, of door het dempen of verondiepen van sloten die nu juist op de plekken liggen waar nog sprake is van een redelijke kweldruk en de kwel wegvangen. Het aanvoeren van water dat elders is opgekweld, is een

maatregel die kwel niet geheel kan vervangen, maar die verder onderzocht zou moeten worden. Krabbenscheervegetaties zijn afhankelijk van eutrofer water dat voldoende gebufferd is en voldoende macro-ionen (met name kalium) bevat. Hiervoor is aanvoer (inlaat) van water noodzakelijk. Hierin schuilt echter het probleem dat het inlaatwater nog steeds te voedselrijk is of te rijk aan sulfaat. Daarom wordt er tegenwoordig zo min mogelijk water ingelaten. Een flexibeler peilbeheer maakt inlaat minder noodzakelijk. Dit betekent echter ook dat sommige plekken minder geschikt raken voor verlanding met Krabbenscheer.

Kennisleemtes

Om de processen rond verlanding en trilveenvorming te begrijpen, is er op een aantal vlakken meer onderzoek nodig. Zo is het nog niet geheel duidelijk waarom Krabbenscheer zo massaal is verdwenen uit de Oostelijke Vechtplassen. De soort vormt een cruciale schakel in de verlanding van diepere petgaten, die zonder de facilitatie van Krabbenscheervelden veel langzamer verloopt. De vraag is ook onder welke omstandigheden er vroeger precies snelle verlanding optrad en of dit leidde tot trilveenvorming. Daarnaast is het niet duidelijk op welke manieren de successie naar trilveen kan verlopen en welke rol mossoorten als Rood schorpioenmos hierin op welk moment spelen. Voor het uittesten van beheermaatregelen als plaggen, inzetten van *ecosystem engineers* of het gebruik van vlotten is meer tijd nodig. Wel is duidelijk dat de rol van vraat door zowel watervogels, muskusratten en Amerikaanse rivierkreeften erg hoog is in de Oostelijke Vechtplassen. De vraag blijft hoe deze graasdruk op het cruciale moment waarin jonge verlandingsvegetaties ontstaan op grote schaal kan worden tegengegaan.

Inhoudsopgave

Voorwoord

English summary

Samenvatting

1	Inleiding	24
1.1	Aanleiding	24
1.1.1	Probleemstelling	24
1.1.2	Onderzoeksvragen	25
1.1.3	Aanpak	25
1.2	Beschrijving onderzoeksgebieden	27
1.2.1	Oostelijke Vechtplassen	27
1.2.2	Nationaal Park Weerribben-Wieden	28
1.2.3	Nieuwkoopse Plassen	29
1.2.4	De Mieden	30
1.3	Verlanding en successie	31
1.3.1	Inleiding	31
1.3.2	Verlanding op drie manieren	31
1.3.1	Vegetatiesuccessie	34
1.3.2	Methode	34
1.3.3	Successiestadia	36
1.4	Leeswijzer	38
2	Historische ontwikkeling abiotiek en verlanding	39
2.1	Paleoecologische reconstructies van vegetatiesuccessies in twee contrasterende petgaten	39
2.1.1	Inleiding	39
2.1.2	Methoden	40
2.1.3	Resultaten	43
2.1.4	Discussie en conclusies	49
2.2	Verlandingsvegetaties in de Oostelijke Vechtplassen in de 20 ^e eeuw	54
2.2.1	Watervegetaties en verlanding in de Vechtplassen 1895-1925	54
2.2.2	Verlandingsvegetaties in de Vechtstreek tussen 1925 en 1960	57
2.2.3	Verlandingsvegetaties in de Vechtstreek vanaf 1960	58
2.2.4	Conclusies	59
2.3	Historische luchtfotostudie	61
2.3.1	De verlanding is niet stilgevallen	62
2.3.2	Relaties tussen petgatgrootte, oeverlengte en snelheid van verlanding	63
2.3.3	Hoe snel verlandt een petgat?	63
2.3.4	Verlanding in de Westbroekse Zodden?	64
2.3.5	Conclusies	65
2.4	Interviews met deskundigen	66
2.4.1	Ontstaan van verlanding	66
2.4.2	Verlandingsvormen en jonge successie	67
2.4.3	Veranderingen in verlandingsvegetaties	70
2.4.4	Beheer	72
2.4.5	Snelheid van verlanding	75

2.4.6	Belangrijkste factoren in het op gang krijgen van verlanding	76
2.5	Waterkwaliteitsveranderingen Oostelijke Vechtplassen	81
2.5.1	Inleiding	81
2.5.2	Materiaal en methode	82
2.5.3	Resultaten	82
2.5.4	Conclusies	91
3	Huidige verlanding in relatie tot habitatkwaliteit	93
3.1	Vergelijkend veldonderzoek Nederland	93
3.1.1	Hypothesen	95
3.1.2	Vegetatiekundige indeling monsterlocaties	95
3.1.3	Methodiek	103
3.1.4	Abiotische standplaatscondities verlandingstypen	105
3.1.5	Snelheid verlanding	116
3.1.6	Interacties oppervlaktewater, bodem, oever	117
3.1.7	Vorming van een voedingsbodem voor verdere successie	118
3.1.8	Aanwezigheid ecosystem engineers	119
3.1.9	Conclusies	121
3.2	Vegetatie-onderzoek Wieden-Weerribben	125
3.2.1	Inleiding	125
3.2.2	Doelen en onderzoeksopzet	126
3.2.3	Methodiek	128
3.2.4	Resultaten	130
3.2.5	Conclusies	141
3.3	Referentieonderzoek in Polen	144
3.3.1	Methode	145
3.3.2	Beschrijving studiegebied Konotop	145
3.3.3	Beschrijving studiegebied Bukowo	152
3.3.4	Conclusies & vergelijking met Nederlandse situatie	156
4	Concrete herstelmaatregelen voor verlanding	161
4.1	Experimenteel veldonderzoek inbrengen rietvloten (pilot)	162
4.1.1	Experimentele opzet	162
4.1.2	Monitoring	165
4.1.3	Resultaten abiotiek	165
4.1.4	Resultaten vegetatieontwikkeling	166
4.1.5	Discussie & conclusies	170
4.2	Experimenteel veldonderzoek LIFE-vloten	171
4.2.1	Experimentele opzet	171
4.2.2	Monitoring	173
4.2.3	Resultaten samenstelling en hoeveelheid zaden	174
4.2.4	Resultaten abiotiek	175
4.2.5	Resultaten plantenontwikkeling	177
4.2.6	Conclusies en aanbevelingen	191
4.3	Experimenteel veldonderzoek plaggen oevers	192
4.3.1	Experimentele opzet	192
4.3.2	Monitoring	194
4.3.3	Effecten van plaggen op de oevervorm en abiotiek	196
4.3.4	Effecten van plaggen op de vegetatieontwikkeling	198
4.3.5	Effecten van begrazing	199
4.3.6	Effecten van uitzetten ecosystem engineers	200
4.3.7	Discussie & conclusies	202
4.4	Mesocosm-experiment maaien jonge kraggen	203
4.4.1	Experimentele opzet	203

4.4.2	Resultaten	205
4.4.3	Discussie & conclusies	210
5	Synthese	212
5.1	Verlanding vóór de grootschalige eutrofiëring	213
5.2	Verlanding tussen de jaren '60 en heden	214
5.3	Huidige verlanding	214
5.4	Karakteristieken van de huidige verlanding	216
5.4.1	Verschillen tussen locaties met en zonder verlanding	216
5.4.2	Verlanding richting trilveen	216
5.4.3	Karakteristieken en beperkingen voor verschillende verlandingstypen	217
5.4.4	Conclusies huidige verlanding	220
5.5	Vertaling naar de praktijk	221
5.5.1	Aanleg	221
5.5.2	Inbrengen van vlotten	222
5.5.3	Maaibeheer	222
5.5.4	Waterbeheer	222
5.6	Kennisleemten	223
6	Literatuur	225

Overzicht van bijlagen op

www.natuurkennis.nl

(<http://www.natuurkennis.nl/index.php?actie=bibliotheek&id=5>)

- Bijlage 1 Soorten die geen rol hebben gespeeld in de successie in de paleo-ecologische kernen
- Bijlage 2 Radiokoolstofdatering Stobbenribben en Westbroek
- Bijlage 3 Description and illustrations of some non-pollen palynomorphs
- Bijlage 4 Waterkwaliteitsveranderingen Oostelijke Vechtplassen op kaart
- Bijlage 5 Methodiek correlatieve veldstudie
- Bijlage 6 Vergelijking oppervlaktewaterkwaliteit externe monsterpunten met verlandingsonderzoek
- Bijlage 7 Boxplots standplaatsfactoren
- Bijlage 8 Vegetatietypologie kartering
- Bijlage 9 Overzicht van veranderingen in permanente kwadraten op type- en vegetatiekundig niveau 2009/2010 – 2015
- Bijlage 10 Successieschema in beschutte wateren Noord-West Overijssel
- Bijlage 11 pH-waarden gemeten op 5 cm diepte
- Bijlage 12 pH-waarden gemeten op 50 cm diepte
- Bijlage 13 Ligging van onderzoekslocaties experimenten herstelmaatregelen
- Bijlage 14 Ligging LIFE-vloten
- Bijlage 15 Samenstelling nutriëntenoplossingen voor toediening in kasproef
- Bijlage 16 Plantensoorten gevonden in het zadenmengsel, na kieming in de kas en op de Life-vloten in 2015
- Bijlage 17 Vegetatieopnamen Life vloten augustus 2015 in Ankeveen, Weersloot gebied en Westbroek
- Bijlage 18 Vegetatieopnamen deelonderzoek A 2009-2012 en 2015
- Bijlage 19 Vegetatieopnamen deelonderzoek B 2013, 2014, 2015
- Bijlage 20 Vegetatieopnamen deelonderzoek C 2015

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

1.1.1 Probleemstelling

Karakteristiek voor het Nederlandse laagveenlandschap is een mozaïek van petgaten - voor veenwinning gegraven plassen- en legakkers -de niet vergraven delen- daartussen. Door de verschillen in verlandingsstadium waarin petgaten binnen een gebied verkeren -van open water met ondergedoken waterplanten, via drijvende kraggen tot moerasbos- dragen zij op landschapsschaal bij aan een biodiversiteit van zowel flora als fauna (Antheunisse *et al.*, 2008). Deze verlanding van petgaten is echter in veel laagveengebieden gestagneerd (Antheunisse *et al.*, 2008), waardoor er vooral een complex aan te treffen is van enerzijds open wateren, vaak zelfs zonder waterplanten, en anderzijds verouderde verlandingsstadia als moerasbos of verruigd en verdroogd veenmosrietland (o.a. Bakker *et al.*, 1994). Sinds de jaren '90 van de vorige eeuw zijn in een groot aantal gebieden, zoals in de Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Wieden en Weerribben, De Mieden en de Nieuwkoopse plassen, nieuwe petgaten gegraven om weer verlanding vanuit open water mogelijk te maken. Deels betreft dit oude petgaten die ontdaan zijn van hun oude kragge met moerasbos (o.a. Westbroekse Zodden, Weerribben), deels betreft dit petgaten in nog niet eerder verveend terrein (o.a. Oostelijke Binnenpolder Tienhoven). Deze maatregelen hebben echter nog niet geleid tot het grootschalig ontstaan van nieuwe jonge verlandingsvegetaties (Weijs, 2013; Cusell *et al.*, 2013).

Het botanisch meest diverse verlandingsstadium, dat tevens de meeste Rode-lijstsoorten herbergt, en één habitatrictlijnsoort (Groenknolorchis; *Liparis loeselii*), is Trilveen. Voor het ontstaan van Trilveen is eerst jonge kraggevorming noodzakelijk (paragraaf 1.3). Huidige beheermaatregelen in het laagveengebied hebben echter niet geleid tot een vooruitgang in Rode-lijstsoorten (Rode Lijst met Groene Stip; Jansen *et al.*, 2010). Rode-lijstsoorten in het laagveenlandschap die mogelijk nog enigszins geprofiteerd hebben van deze maatregelen, betreffen soorten voornamelijk soorten van (zwak)zure milieus. Rode lijstsoorten uit gebufferde, voedselarme milieus, zoals Trilvenen, vertonen geen positieve trend (Jansen *et al.*, 2010). Dit staat in schril contrast tot de effecten in andere (natte) landschapstypen, waarin beheermaatregelen in het kader van OBN zeer succesvol zijn gebleken (Van Duinen *et al.*, 2004; Jansen *et al.*, 2010). Door het uitblijven van verlanding zijn de belangrijkste beheermaatregelen voor het behoud van Trilvenen gericht op fixatie van bestaande Trilvenen. Een belangrijk deel van het fixatiebeheer betreft maai- en plagbeheer of zeer lokaal hydrologisch beheer, om te pogen latere successiestadia (gedomineerd door veenmossen of bomen) tegen te gaan. Dit heeft echter wisselende resultaten.

Alle voor natuurbeheer belangrijke zoete laagveengebieden in Nederland -behalve de botanisch zeer waardevolle Mieden- zijn aangemerkt als N2000-gebied (Wieden, Weerribben, Oostelijke Vechtplassen, Nieuwkoopse Plassen en De Haeck, Alde Faenen, Rottige Meenthe Brandermeer, De Deelen). Voor de Natura2000-gebieden waarin Overgangsvenen (H7140A Trilvenen en H7140B Veenmosrietlanden) aanwezig zijn, zijn zowel maatregelen nodig om het habitatype in stand te houden als om uitbreiding mogelijk te maken (Kiwa Water Research & EGG, 2007). Ook de kwaliteit van de habitatypes Kranswierwateren (H3140), Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden (H3150) en Galigaanmoerassen (H7210) is in de meeste gebieden niet voldoende en zijn aanvullende maatregelen nodig om de typen in stand te houden (Kiwa Water Research & EGG, 2007).

Omdat Trilvenen en Veenmosrietlanden ontstaan uit jonge verlandingsvegetaties, is de ontwikkeling van deze jonge verlandingsvegetaties onontbeerlijk voor het behalen van uitbreidingsdoelstellingen.

Ook voor het behalen van doelstellingen vanuit de Kaderrichtlijn Water is de ontwikkeling van vegetaties van kenmerkende water- en oeverplanten nodig. Petgaten, of petgatcomplexen, worden als waterlichaam beoordeeld op hun ecologische toestand. In goed ontwikkelde laagveenwateren zijn ondergedoken waterplanten, zoals Fonteinkruiden en Kranswieren aanwezig. Deze hebben eveneens een oeverzone die begroeid is met karakteristieke helofyten, zoals zeggesoorten. De aanwezigheid van deze vegetaties zorgt ervoor dat er een geschikt habitat aanwezig is voor macrofauna en vis (Van der Molen *et al.* (red), 2012).

Het belangrijkste knelpunt dat opgelost moet worden voor het realiseren van N2000- en KRW- (Kaderrichtlijn Water) doelen in het laagveenlandschap (DLG, 2013) is daarom als volgt geformuleerd:

*'Knelpunt: Het vrijwel **niet optreden van successie** in Nederlandse petgaten en meren, van aquatische vegetaties en jonge oever-verlandingsstadia naar de verschillende verlandingsvegetaties waaronder basenrijke trilvenen, waardoor zo goed als alle nieuw gegraven petgaten open water blijven met een betrekkelijk geringe biodiversiteit, en zonder verlanding. Het zeer beperkte areaal aan goed ontwikkelde basenrijke schorpioenmosvenen wordt op deze wijze bijvoorbeeld niet of nauwelijks vergroot (o.a. Lamers *et al.*, 2010).'* (DLG, 2013)

1.1.2 Onderzoeksvragen

Om dit knelpunt op te lossen is vanuit OBN en Waternet dit onderzoeksproject opgestart. Onderzoeksvragen die met dit project beantwoord moeten worden, zijn (DLG, 2013):

A1 Welke vegetatiekundige ontwikkeling markeerde in de jaren tussen 1920 en 1960 de verlanding van petgaten tot kraggen?

A2 Welke vegetatiekundige ontwikkeling is er nu in het veld waar te nemen op plaatsen waar de verlanding tot kraggen actueel optreedt? Is het werkelijk zo dat stadia van beginnende verlanding momenteel alleen optreden in Noordwest Overijssel en in geïsoleerde delen van de Nieuwkoopse plassen, maar niet of nauwelijks daarbuiten?

B1 Welke waterkwaliteit, bodemkwaliteit, fysische kenmerken en hydrologische factoren markeren plaatsen met en zonder actuele verlanding; welke kenmerkende verschillen treden op bij de locaties waar actueel verlanding optreedt?

B2 Spelen *ecosystem engineers* een doorslaggevende rol op verschillende momenten in de successiereeks en hoe doen ze dat dan?

C Is door middel van herstelmaatregelen de successie van open water naar kraggen in laagvenen te beïnvloeden?

1.1.3 Aanpak

De aanpak van het onderzoek is drieledig: het eerste deel bestaat uit een historisch onderzoek. Met behulp van een literatuurstudie, historische luchtfotostudie, interviews met deskundigen en een analyse van (historische) waterkwaliteitsgegevens is een beeld verkregen van de veranderingen in de vegetatie van het gebied (begin 20^e eeuw tot heden), veranderingen in de verlandingsnelheden, de manier waarop het beheer werd gevoerd en de veranderingen in waterkwaliteit van de afgelopen decennia. Hiermee komen we te weten hoe de laagveengebieden in de afgelopen eeuw zijn

veranderd en wat de (uiteenlopende) oorzaken van deze veranderingen zijn (onderzoeksvraag A1).

Het tweede deel van het onderzoek beslaat veldonderzoek aan petgaten met en zonder jonge verlanding. Hiermee wordt bekeken onder welke omstandigheden verschillende typen van verlanding voorkomen. De resultaten van dit onderzoek geven de randvoorwaarden aan die gecreeërd zouden moeten worden om verschillende typen verlanding mogelijk te maken (onderzoeksvragen A2, B1 en B2).

In het derde deel van het project zijn drie verschillende maatregelen bestudeerd die verlanding mogelijk stimuleren: het inbrengen van kleine rietvloten waarop zogenoemde *ecosystem engineers* (ecosysteembouwers) (Slangenwortel, Moerasvaren, Kleine Iisdodde en Riet) zijn aangebracht, het grootschalig inbrengen van vloten met zaden van doelsoorten, het afplaggen van oevers van legakkers met het al dan niet inbrengen van deze zelfde *ecosystem engineers*, tezamen met Krabbenscheerveldjes, en het maaien van jonge verlandingsvegetaties. Dit zijn experimentele maatregelen waarvan het succes nog niet op voorhand vaststaat. Hoewel een daadwerkelijk begin van verlanding meestal langer dan twee jaar op zich laat wachten, levert dit wel informatie op over welke maatregelen in potentie kansrijk zijn (onderzoeksvragen C en B2).

Het zwaartepunt van dit onderzoek ligt in de Oostelijke Vechtplassen. De indruk bestaat dat daar jonge verlanding het meest uitblijft, terwijl verlanding nog wel -of beter gezegd: wel weer- optreedt in de kop van Overijssel (Wieden en Weerribben) en Nieuwkoopse Plassen. Vanwege het belang van het op gang krijgen van verlanding in de Oostelijke Vechtplassen voor Waternet en de financiering die Waternet daarom voor dit onderzoek ter beschikking heeft gesteld, zijn de experimentele maatregelen in dit onderzoek alle uitgetest in de Oostelijke Vechtplassen. Ook het grootste deel van de petgaten die in dit onderzoek zijn meegenomen om jonge verlanding of het uitblijven daarvan te bestuderen, ligt in dit gebied en de historische reconstructie van de vegetatie, waterkwaliteit en verlandingssnelheid richt zich hier eveneens specifiek op. In dit onderzoek is echter ook een groot aantal petgaten, zowel met als zonder verlanding, onderzocht in de Wieden & Weerribben, de Nieuwkoopse Plassen en de Mieden. Daarnaast is een bezoek gebracht aan het Nationaal Park Drawa in Polen, waar ter referentie twee verlandende meren zijn onderzocht. De onderzochte Nederlandse laagveengebieden worden hierna, in paragraaf 1.2 beschreven. De daaropvolgende paragraaf (1.3) geeft een inleiding in de manieren waarop jonge verlanding ontstaat en de successie die daarop kan volgen.

1.2 Beschrijving onderzoeksgebieden

1.2.1 Oostelijke Vechtplassen

Het Natura 2000-gebied Oostelijke Vechtplassen (7000 ha) in Utrecht en Noord-Holland omvat een aantal deelgebieden tussen de oostrand van de Utrechtse heuvelrug en de Vecht. Het gebied bestaat uit een reeks van plassen en moerassen met petgaten en kanalen (Van 't Veer & Hoogeboom, 2012; Grandiek *et al.*, 2015). Het noordelijke deel omvat de Ankeveense Plassen, het zuiden van het Horstermeer en het Kortenhoefse Plassengebied, waaronder Het Hol. Het middenstuk, ten zuiden van de Kromme Rade, omvat onder meer de Loenderveense Plas, de Loosdrechtse Plassen, de Breukeleveense Plas en de terreinen Vuntus, De Ster en Weerslootgebied. Het deel ten zuiden van het Tienhovense Kanaal maakt deel uit van het Noorderpark en omvat onder meer de Bethunepolder, de Tienhovense Plassen, de Westbroekse Zodden en de Molenpolder. Het laagveengebied wordt beheerd door Vereniging Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, Rijkswaterstaat en een aantal particuliere beheerders. Het waterbeheer wordt uitgevoerd door het Waterschap Amstel, Gooi en Vecht. Het gebied omvat moerasbos (inclusief hoogveenbos), blauwgrasland, trilveen, galigaanmoeras, laagveenheide, rietland, wateren met kranswieren, en wateren met fonteinkruiden en krabbenscheer. Het is een belangrijk moersasvogelgebied. In het oostelijk deel van het gebied treedt op een aantal plaatsen nog kwel van kalk- en ijzerrijk grondwater op. Naar de riviervlakten van de Vecht en Eem neemt de grondwaterstand geleidelijk af (Van Leerdam *et al.*, 2010).

De laagveengebieden van de Oostelijke Vechtplassen zijn in het Atlanticum ontstaan door veenvorming onder natte, basenrijke condities die ontstonden door grondwaterstromen vanuit de stuwwal van de Utrechtse Heuvelrug. Op het gevormde laagveen vormde zich in het grootste deel van het gebied een hoogveenkern. Door overstromingen van de Vecht werden voedselrijke afzettingen gevormd, met op permanent natte locaties aan de Vechtzijde bosveen. Aan de stuwwalzijde bleef er onder de permanente aanvoer van basen- en ijzerrijk kwelwater uit de heuvelrug waarschijnlijk een zone met zeggenvveen aanwezig. Door de helling van het zandpakket van stuwwalmateriaal is het daarop afgezette veenpakket in het westen het dikst en in het oosten, naar de stuwwal toe, het dunst (Weijs, 2011), waarbij de zone met kwel tijdens de veenontwikkeling steeds verder teruggedrongen is (Van Leerdam *et al.*, 2010). Mogelijk was slechts er een beperkte zone waar deze kwel uittrad en stoomde dit water vervolgens lateraal door de wortelzone van het veen (doorstroomveen) richting de Vecht voordat het gebied ontgonnen werd (Van Loon, 2010).

Vanaf de Middeleeuwen werden de huidige Oostelijke Vechtplassen ontgonnen ten behoeve van de landbouw. Rond 1600 was de regio waarschijnlijk geheel ontgonnen. Bij de ontginning werden sloten aangelegd om het gebied te ontwateren, met afvoer naar de Vecht. De ontginningen werden zowel voor akkerbouw als voor veeteelt gebruikt (Buitelaar, 1993). Toen turfwinning vanaf de 16^e eeuw economisch meer op ging leveren dan landbouw, begon de vervening van het gebied. Turfwinning heeft in de Vechtstreek plaatsgevonden tot in de Tweede Wereldoorlog (Weijs, 2011). In Noordwest Overijssel en Friesland werd het bovenste deel van het veen, de 'bolster', regelmatig weer teruggespooid in het geëgraven petgat om verlanding te stimuleren (Van der Hoek, 1984). Of dit in het Vechtplassengebied ook gangbaar was, is niet duidelijk. In Holland en Utrecht waren verveners verplicht om de bolster aan te leveren voor de aanleg voor ringdijken, die gebruikt werden om vergraven veengebieden in te polderen (Van der Hoek, 1984). Omdat er rond veel polders geen ringdijk ligt, is het goed mogelijk dat de bolster ook soms teruggestort werd (med. Wim Weijs), naast het gebruik voor de aanleg van legakkers (Van der Hoek, 1984).

Door het stijghoogteverschil tussen de Utrechtse Heuvelrug en het Vechtplassengebied was er eeuwenlang sprake van een sterke kweldruk van kalk- en ijzerrijk grondwater. Inmiddels is de hydrologie van zowel het inzijs- als het kwelgebied sterk veranderd, met name door het graven van afvoersloten naar de Vecht, maar ook door drinkwaterwinning en ontwikkeling van bossen op de heuvelrand (Van Loon, 2010). In de 19^e eeuw zijn het Horstermeer en de plas die ten zuidwesten van Tienhoven

ontstaan was door vervening (de huidige Bethunepolder) drooggelegd. Door hun lage ligging trekken zij grote hoeveelheden grondwater aan, evenals de zandwinplassen Grote Maarseveenseplas en Kleine Maarseveenseplas. Vanaf 1930 werd opkwellend water uit de Bethunepolder gebruikt als suppletie voor de Loosdrechtse Plassen. De waterhuishouding na ontginning van het gebied wordt van oudsher al per polder (blokbemaling) gevoerd. Hoewel voor de peilvakken van het Noorderpark in het algemeen geldt dat er water aan de noordoostzijde opkwelt en aan de zuidwestzijde inzigt, is het niet precies te zeggen welke petgaten kwel ontvangen en welke niet door verschillen in hoogte en ondergrond. De sloten in de Westbroekse Zodden en de Oostelijk Binnepolder Tienhoven zijn tot in het zand aangelegd en staan dus in contact met het grondwater. Het kwelwater is niet noodzakelijkerwijs regionaal water, maar kan ook lokaal water uit het naastgelegen peilvak zijn. Het water in het gebied wordt op peil gehouden met water uit de Vecht, dat met name aan het eind van de vorige eeuw van slechte kwaliteit was (Loeb *et al.*, 2015).

Sinds het huidige peilbesluit van kracht is (2000), wordt er in de Molenpolder en Westbroekse Zodden geen water meer uit de Vecht ingelaten. Het water komt nu vanuit de Loosdrechtse Plassen, die gevoerd worden door het Amsterdam-Rijnkanaal. Dit water is minder fosfaatrijk dan het Vechtwater. Het water van de Loosdrechtse Plassen wordt via het Tienhovens Kanaal en de Nedereindse Vaart naar de Molenpolder gevoerd. Sinds het peilbesluit zijn polders met agrarisch gebruik en polders met een natuurfunctie losgekoppeld van elkaar, en hebben zij een verschillend peil gekregen. De Westbroekse Zodden en de Molenpolder liggen samen in één peilvak, en hebben een zomerpeil van 1,00 meter beneden NAP en een winterpeil van 1,05 –NAP. De drie oostelijke petgaten in de Westbroekse Zodden, waarin in het meest oostelijk gelegen petgat de maaiproef op de kragge wordt uitgevoerd in dit onderzoek, liggen in een ander peilvak met een hoger peil ('s zomers 0,70 m –NAP; 's winters 0,80 –NAP). In de Oostelijke Binnepolder Tienhoven wordt bijna nooit water ingelaten, omdat dit door de kweldruk hier zeer zelden nodig is. Dit deel bestaat momenteel uit 2 peilvakken: in het noordwesten ligt een klein peilvak met voornamelijk nieuwe petgaten, waar een flexibel peil wordt gevoerd rond een gemiddelde van 1,06 m –NAP (Loeb *et al.*, 2015). De rest van de polder heeft een zomerpeil van 1,25 –NAP en een winterpeil van 1,35 –NAP. In 2015/2016 wordt een nieuw watergebiedsplan door Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vechtstreek vastgesteld. Volgens het ontwerppeilbesluit zullen de Westbroekse Zodden en de Molenpolder krijgen een peil dat circa 25 cm vrij mag fluctueren. Het gemiddelde peil zal ongeveer zo blijven als in de huidige situatie. De gehele Oostelijke Binnepolder Tienhoven wordt één peilvak, waar het peil binnen 30 cm mag fluctueren. In het grootste deel van het gebied wordt het gemiddelde peil hoger dan het nu is.

1.2.2 Nationaal Park Weerribben-Wieden

Het Ramsar-gebied Weerribben-Wieden in Noordwest-Overijssel, beheerd door Staatsbosbeheer (Weerribben, noordelijke deel, Natura 2000-gebied) en Vereniging Natuurmonumenten (Wieden, zuidelijke deel, Natura 2000-gebied), is het grootste laagveenreservaat in West-Europa (95 km²). Het waterbeheer is in handen van Waterschap Reest en Wieden. Het gebied heeft een Natura 2000 *sense of urgency* met betrekking tot de waterkwaliteit. Binnen de Weerribben-Wieden zijn wateren met krabbenscheer en fonteinkruiden, kranswierwateren, trilvenen met schorpioenmossen, blauwgraslanden, rietlanden (veelal in pacht door rietsnijders), veenmosrietlanden en moerasbossen (inclusief hoogveenbos) te vinden. Het is een *hotspot* in Europa voor een groot aantal bedreigde soorten, waaronder bijzondere mossen, libellen, vlinders en moerasvogels (Bijlsma *et al.*, 2009). Het beheer bestaat uit maaien, begrazen, actieve verwijdering van bosopstand, plaggen, opnieuw graven van petgaten, bevoeien (rietlandbeheer) en, op experimentele schaal, peilfluctuatie (Cusell *et al.*, 2014; Mettrop *et al.*, 2015). In verschillende petgaten vindt verlanding plaats, vaak op een laag krabbenscheer.

Veenvorming startte in een zone van 50-90 km breed aan het einde van het Subboreaalaal (8000-5000 jaar geleden) op een dekzandlaag van enkele meters (formatie van Buxtal) met keileem bovenop andere zandlagen (Pons, 1992). Waarschijnlijk ontstonden er bovenop laagveen uiteindelijk twee hoogveenkernen buiten het bereik van de rivieren, terwijl in de valleien riet-, zeggen- en bosveen bleef

groeien (Veenbos, 1950). Het veenpakket is 3-4 meter dik. Toen in het Subatlanticum (2600 jaar geleden) de zee zich terugtrok, werd de Zuiderzee gevormd en hield primaire veenvorming op (Van Geel, 1998; Berendsen 2011).

Tussen 1000 en 1300 na Chr. werden langs de westrand van het huidige natuurgebied dijken gebouwd om uitbreiding van de Zuiderzee tegen te gaan (van Wirdum, 1991). In de late middeleeuwen werd er in het gebied alleen oppervlakkig turf gewonnen, maar tussen 1600 en 1920 eeuw werd er ook met de baggerbeugel onder water verveend, eerst in de Wieden, en later in de Weerribben. Dit leidde tot het nu karakteristieke patroon van kanalen, trekpaten (petgaten) en legakkers. In verlaten petgaten trad, met name na de constructie van het grote gemaal Stroink in het westen, verlanding op doordat het peil sterk gereguleerd kon worden (van Wirdum 1991). In de oostelijke delen met kleinere veendikte ontstonden niet-drijvende veenvegetaties.

In de 20ste eeuw werd een groot deel van het oorspronkelijke moeras ontwaterd en ingepolderd (van Wirdum, 1991). Terwijl de bodem van het huidige natuurgebied 0,3-0,6 m beneden NAP ligt, wordt het waterpeil het hele jaar op 0,7-0,8 m beneden NAP gehouden. De omliggende polders liggen op 1,5-2,5 m beneden NAP, en gebruiken het huidige natuurgebied als boezem om overtollig water kwijt te raken met behulp van tientallen gemalen. Hierdoor is er in vrijwel het hele gebied sprake van wegzijging (van Wirdum, 1991). Ongeveer 45% van het water in het gebied is afkomstig uit omliggende polders (Cusell *et al.* 2013). Het huidige peil wordt momenteel gereguleerd door gemaal Stroink, dat overtollig water uitpompst en sporadisch ook water inpompst tijdens erg droge perioden. In het verleden werd vaker, en op meer plaatsen water ingelaten (Groeneweg & van Wirdum, 2004). In de tweede helft van de 20ste eeuw was de aanvoer van fosfor en stikstof vanuit de omliggende polders naar het national park zeer hoog (Jol & Laseur, 1982; Roelofs, 1991; Lamers *et al.*, 2006; Cusell *et al.*, 2013), maar in de laatste decennia is deze aanvoer lager en is er sprake van een gradiënt van nutriënten vanuit de periferie naar de 'haarvaten' van het gebied, waar de mooiste ontwikkelde trilvenen te vinden zijn door lagere nutriëntenbeschikbaarheid en relatieve fosfaatlimitatie (Cusell *et al.*, 2014). Er vindt wel nog steeds netto ophoping van fosfaat vanuit de omliggende polders naar de boezem (Arcadis, 2004). Voor een goede ontwikkeling van een aantal karakteristieke laagveenvegetaties, waaronder trilvenen, is voldoende aanvoer van basen- (waaronder bicarbonaat) rijk water essentieel.

1.2.3 Nieuwkoopse Plassen

De Nieuwkoopse Plassen in Zuid-Holland vormen een natuurgebied van 1400 ha gelegen bij Nieuwkoop, Noorden en De Meije. Hiervan is ruim 1000 ha in eigendom bij de Vereniging Natuurmonumenten. Het waterbeheer wordt uitgevoerd door het Hoogheemraadschap van Rijnland. Het gebied met plassen, petgaten en veenlanden maakt onderdeel uit van het Natura 2000-gebied Nieuwkoopse Plassen en De Haeck (2078 ha). Het omvat moerasbossen, rietlanden, veenmosrietlanden, blauwgraslanden, dotterbloemhooilanden, wateren met fonteinkruiden, kranswieren, groot nimfkruid en krabbenscheer, en kleine restanten trilveen en moerasheide (Den Held & Den Held, 1976). Het verveende plassengebied bij Nieuwkoop gaat in het oosten over naar het niet verveende weidegebied langs het veenriviertje de Meije, De Nieuwkoopse Plassen vormen een belangrijk moerasvogel- en vleermuisgebied.

De Nieuwkoopse plassen en De Haeck zijn restanten van het oude Hollandse kustvlakteveen, een brak moerasgebied dat zich in het Atlanticum vormde ten ooste van de toenmalige kustlijn. Bij terugtrekking van de zee in het Subatlanticum ontstond er achter een strandwal een kweldergebied met kleiafzetting. Door ophoping van rivierwater werd hier een nieuw moeras gevormd, dat in de Middeleeuwen uitgegroeid was tot een uitgestrekt hoogveen van enkele meters dik. Op het bosveen bij de Meije en de Oude Rijn lag een dunnere laag veenmosveen. Vanwege hun geologische oorsprong kennen de Nieuwkoopse Plassen een licht brakke invloed, die echter minder groot is dan bijvoorbeeld in Noord-Hollandse laagveengebieden.

De petgaten en plassen zijn vanaf de 16^e eeuw door turfwinning ontstaan, waarbij de Haeck in het zuidoosten pas in de 18^e eeuw werd verveend. Doordat het veen bij de Meije klei bevatte, was het minder interessant als turf. In het noorden, waar dieper verveend is, zijn door golfslag legakkers afgeslagen en grote plassen als de Wijde ontstaan. De ondiepere wateren in het zuiden zijn voor een deel weer verland.

Doordat de omgeving ingeklonken is, ligt het gebied hoger en moet er in de zomer Rijnwater ingelaten worden. Vanaf de jaren 60 namen de uitgestrekte onderwatervegetaties sterk af door verslechtering van de waterkwaliteit. Het water is de laatste decennia echter weer verbeterd van kwaliteit. Het inlaatwater wordt bij het inlaten gedefosfateerd, het Rijnwater heeft een betere kwaliteit, de aalscholverkolonie is geïsoleerd, en er is een waterscheiding aangelegd tussen het landbouwgebied de Meijegraslanden en het plassengebied. Bovendien wordt er een iets ruimere peilfluctuatie toegestaan, waardoor er minder water ingelaten hoeft te worden. In beschutte wateren nemen de waterplantenvegetaties weer toe. Van de ooit grote oppervlakte trilveenvegetatie met schorpioenmossen is nog maar een kleine kern over, in de kern van het gebied het verst van het inlaatwater af, net als bij de Weerribben-Wieden. De rest is door verzuring en eutrofiëring verdwenen.

1.2.4 De Mieden

Het Friese laagveengebied De Mieden (1400 ha) vormt geen aaneengesloten geheel, maar bestaat uit een versnipperd gebied met verschillende waterpeilen (Brinkkemper *et al.*, 2009). Een groot deel van het gebied wordt beheerd door Staatsbosbeheer; het waterbeheer valt onder Wetterskip Fryslân. Dit minder bekende laagveengebied is gelegen in een smalle strook veen tussen de hogere zandgronden in het zuidwesten en de lagere kleigronden in het noordoosten. De Mieden omvat rietlanden, moerasbos, dotterbloemhooiland, trilveen, blauwgrasland, en wateren (petgaten en sloten) met fonteinkruiden en krabbenscheer. In een aantal petgaten en pingo-ruïnes treedt kwel op van grondwater vanuit hoger gelegen zandgronden, de rest is infiltratiegebied (Brinkkemper *et al.*, 2006).

Aan het einde van het Subboreaal ontstond in het gebied in een zeer uitgestrekt veenmoeras met broekbossen, zeggenvegetaties en hoogveenkernen. In de vroege Middeleeuwen waren er echter steeds meer zee-inbraken in de Mieden via het Lauwerszee-gat waarbij klei werd afgezet, met name in de stroomdalen van de riviertjes de Lauwers en de Alde Ried (Brinkkemper *et al.*, 2009). Het gebied werd in die tijd een combinatie van getijdengebied en hoogveen. Het Miedengebied werd vanaf de 10^e eeuw ontgonnen voor bewoning, landbouw en turfwinning, waarbij nog tot in de 19^e eeuw turf gewonnen werd in opnieuw verlande petgaten, onder andere in de voormalige pingo-ruïnes. Aan het begin van de 20^{ste} eeuw werden de gebieden in De Mieden nog vrij af op de Friese boezem, en vonden er vaak overstromingen plaats. Doordat het waterbeheer steeds verder is aangepast aan agrarische behoeften, zijn kwelgebonden vegetatietypen steeds verder teruggedrongen en is het veen verder ingeklonken (Brinkkemper *et al.*, 2006). Blauwgrasland, dotterbloemhooiland en trilveen zijn nog te vinden in de laaggelegen venige delen van de Mieden: de dalen van de Oude Ried, de Lauwers en de Lytse Zwemmer.

1.3 Verlanding en successie

1.3.1 Inleiding

De manier waarop het water van petgaten en veenplassen geleidelijk verandert in land (*verlanding*) is vanaf de jaren 30 van de vorige eeuw uitvoerig onderzocht. Het nieuw gevormde land bestaat uit veen, plantenresten dus, en het onderzoek richtte zich dan ook in eerste instantie op de vegetaties die in verschillende stadia van verlanding te zien waren. De jonge wetenschap van de plantensociologie leverde gereedschappen voor de beschrijving en analyse van de (min of meer) stapsgewijze optredende veranderingen in de vegetatie, de successiestadia (van Zinderen-Bakker, 1942; Westhoff, 1949). Later werden deze stadia in verband gebracht met de chemische samenstelling van water en veen, en de dramatische veranderingen daarin door eutrofiëring, verzuring, verdroging, en ook veranderingen in het beheer. Inmiddels is het meest soortenrijke en waardevolle vegetatietype, voorlopig even aan te duiden met *trilveen*, in een hoog tempo uit ons land aan het verdwijnen. Ook andere typen, zoals *veenmosrietland* en *moerasheide* staan onder druk.

Deze paragraaf, vooral gebaseerd op den Held *et al.* (1992) en Schaminée *et al.* (1995) vat de huidige opvattingen over het verlandingsproces en de daarbij optredende veranderingen in de vegetatie kort samen, en definieert enkele begrippen. Door verschillen in bodem en water tussen de Nederlandse moerasgebieden verlopen de processen niet overal hetzelfde. Dit overzicht beperkt zich tot de belangrijkste zoete moerasgebieden van ons land, te weten de plassen en venen ten oosten van de (Utrechtse) Vecht en die van de Kop van Overijssel.

Een gemiddeld vegetatieonderzoek duurt te kort om de successie direct waar te nemen. Omdat de onderzoekers in verschillende gebieden werkzaam waren en hun eigen opvattingen hadden, is het niet eenvoudig een eenduidig beeld te krijgen, zowel van de indeling van de vegetaties als van de manier waarop ze in elkaar overgingen. In de jaren '90 van de vorige eeuw kwamen twee overzichten beschikbaar, die beide een groot aantal studies uit de jaren 1960-90 bestrijken (Den Held *et al.*, 1992 en Schaminée *et al.*, 1995). Ze worden hier samengevat, zodat kan worden vastgesteld (1) hoe de in dit onderzoek aangetroffen jonge verlandingsvegetaties zouden kunnen worden ingedeeld, en (2) welke vegetatietypen volgens de vigerende opvattingen bij het correcte beheer (konden) overgaan in trilveen, veenmosrietland en moerasheide.

1.3.2 Verlanding op drie manieren

Planten die als actieve verlanders bekend staan, de zogenaamde *systeembouwers* (in dit rapport ook wel *ecosystem engineers* genoemd) kenmerken zich door een snelle groei van langlevende ondergrondse delen. Dat zijn in bodem of bodemslik groeiende of in het water drijvende wortels en wortelstokken, of pollen. Deze planten werken als een vangnet voor strooisel, bagger en zaden. De afstervende plantendelen hopen zich onder water op, samen met eventuele bagger, en worden samengeperst tot (secundair) veen (onder primair veen wordt de oorspronkelijke veenbodem, gevormd vóór de middeleeuwse ontginningen, verstaan). Het nieuwe veen kan een (ondiepe) plas helemaal opvullen, maar meestal blijft het drijven. Een dergelijke drijvende mat van levende wortels en secundair veen wordt meestal een *kragge* (ook: zodde, zudde) genoemd.

Afhankelijk van de systeembouwers die meedoen, de beschutting en diepte van het water, en de aard van de oever kan de verlanding op drie manieren beginnen (figuur 1.1; Weijs, 2011).

1. Moerasplanten breiden zich langs het onderwatertalud, dat niet te steil mag zijn, over de zandige of venige bodem uit. Zo kunnen in de ondiepe randzone van een petgat velden van Riet, Kleine lisdodde, Paddenrus en Snavelzegge ontstaan. De planten kunnen de hele waterkolom opvullen, maar de oudere delen van de wortelmat kunnen ook opdrijven, zodat een kragge ontstaat. De

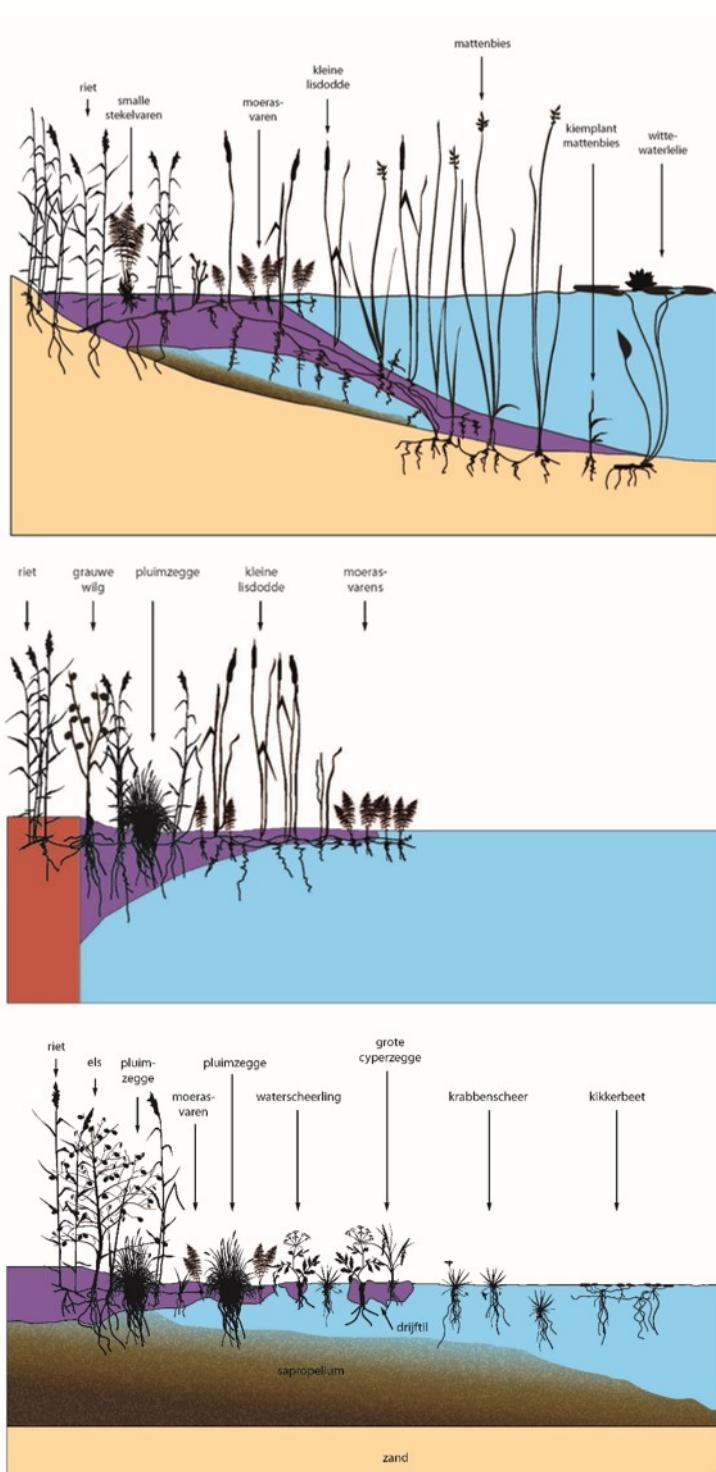
bodem van een zeer ondiep petgat (< 0.5 dm) kan ook over zijn hele oppervlak tegelijk begroeid raken, bijvoorbeeld met Holpijp. Ook dan kan de wortelmat opdrijven tot een kragge.

2. Vanuit lage oevers, meestal van oude legakkers, kunnen systeembouwers die pollen of drijvende wortelstokken vormen het water koloniseren. Zo ontstaat direct een kragge.
3. Op luwe plekken, vaak met veel bagger, kunnen moerasplanten zoals Waterscheerling, Moerasvergeet-me-nietje en Lisdodde zich vestigen op en tussen (resten van) waterplanten, meestal Krabbenscheer, en opgedreven (primaire) veenbonken, en zo eilandjes, *drijfkillen*, vormen. Deze kunnen aaneengroeien tot een kragge.

Is eenmaal een kragge gevormd, dan vestigen nieuwe planten zich tussen de eerste systeembouwers. De waterplanten verdwijnen en er ontstaat een venige bodem, aanvankelijk nog onder enkele centimeters water, waarop zich mossen vestigen die met hun vertakkende, doorgroeiende stengels de natte bodem bedekken. Typende soorten met een voorkeur voor basische ionen worden *bruinmossen* genoemd. Voorbeelden zijn Rood schorpioenmos, Reuzenpuntmos en het algemene Gewoon puntmos. Als de (meestal drijvende) bodem verder opgehoogd wordt door zich opeenhopend strooisel, maken nieuwe planten en mossen hun entree. Op den duur wordt kan de kragge zo dik worden, dat de planten met hun wortels het plassenwater steeds minder kunnen bereiken en het meer en meer moeten doen met regenwater. De kragge verzuurt, veenmossen vervangen de bruinmossen en planten van hoogveen en heide kunnen hun entree maken. Dit proces wordt geremd wanneer de kragge af en toe overstroomt met basenrijk oppervlaktewater.

Wanneer zich strooisel ophoopt boven de waterspiegel kan de bovenlaag van de kragge uitdrogen; dit laatste gebeurt ook wanneer de kragge aan de bodem vastslaat, zodra hij dikker wordt dan de waterlaag. Op den duur zal bovenlaag van de kragge dan veraarden. Dan is de successie horend bij het verlandingsproces afgelopen.

Afhankelijk van het gevoerde beheer kunnen verschillende successiestadia doorlopen worden, en in theorie, bij niet veranderende milieuomstandigheden en ongewijzigd beheer zou een stabiel eindstadium (climax) bereikt worden.



Figuur 1.1. Verlanding vanaf de bodem (boven), vanaf de oever (midden) en door middel van drijftillen (onder). Roodbruin: primair veen; paars secundair veen ('kragge'), Bruin: bagger. Uit: Weijs, 2011.

Terrestrialisation starting from the turf pond bottom (top), from the shores (centre) and from floating quacking fens ('kragge') (below). Red-brown: primary peat; purple: secondary peat ('kragge'), brown: sludge. From: Weijs (2011).

Buiten het bereik van de rivieren werd in West-Nederland het broekbos verdrongen door veenmossen en ontstond als climaxvegetatie een boomloos, oligotroof dus echt voedselarm veenmosveen ofwel hoogveen. Tegenwoordig zien we bij afwezigheid van maaibeheer op de meeste plekken elzenbroekbos ontstaan, en zal een verdere successie, als hij al plaatsvindt, richting berkenbroekbos gaan.

1.3.1 Vegetatiesuccessie

Een deel van de bij het turftekken in de voorbije eeuwen ontstane petgaten sloot zich door golfrosie aaneen tot veenplassen. Kleinere, ondiepere of meer beschutte petgaten verlandden spontaan. Zodra de kragge beloopbaar was werd het nieuwe land in gebruik genomen om hooi of riet te oogsten. De voortgang van de verlanding die hieronder wordt geschetst geldt dan ook alleen wanneer de vegetatie jaarlijks gemaaid wordt. Bij de terreinbeheerders heerst de opvatting dat maaien in najaar en winter de groei van riet en de ontwikkeling van diverse typen rietlanden bevordert, terwijl maaien in de zomer de dominantie van grassen en zeggen zou bevorderen en de vegetatie stuurt in de richting van trilvenen en (bij het aanbrengen van een toemaakdek of enige bemesting) grasland. Effecten van (versnelde) verzuring, verdroging en vermesting worden hier niet besproken.

1.3.2 Methode

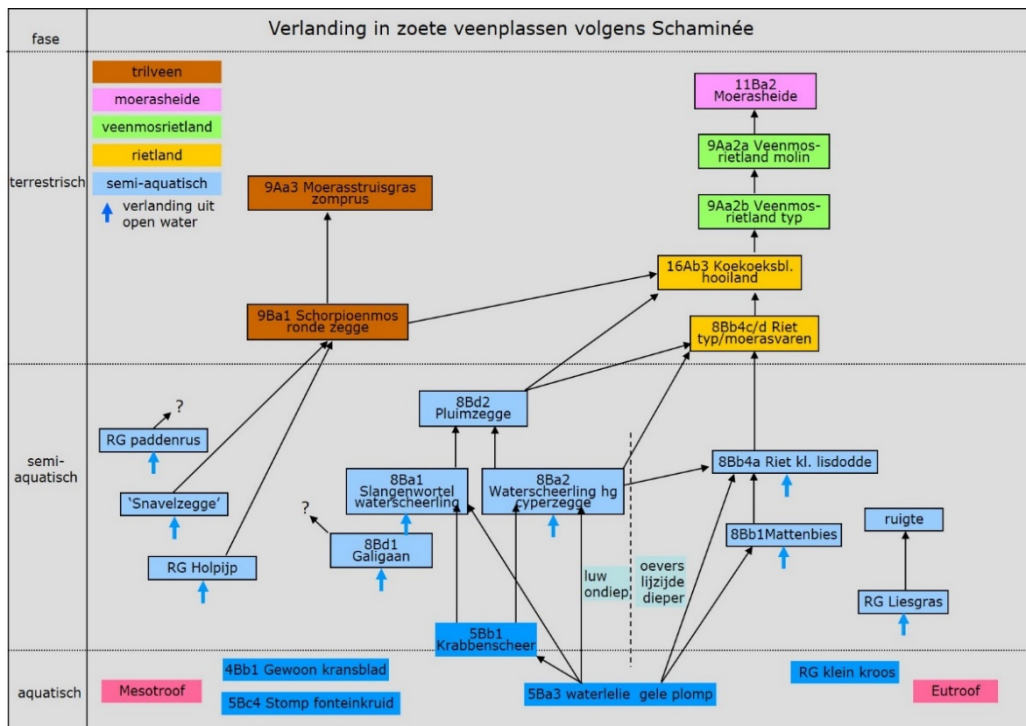
Beide hier gegeven successieschema's (figuur 1.2 en 1.3) zijn interpretaties van de tekst van de twee corresponderende overzichtsartikelen en geven de door de auteurs aangegeven gebruikelijke routes. Routes, aangeduid met woorden als 'soms', 'ook wel' enz. zijn niet opgenomen, om de schema's niet te ingewikkeld te maken. Het schema van Den Held is in overleg met haar opgesteld, aan de hand van Den Held *et al.* (1992), aangevuld met haar huidige opvattingen.

Schaminée *et al.* (1995) gaan uit van een vegetatie-indeling in *associaties* volgens de school van Braun-Blanquet, ontwikkeld in de loop van de 20ste eeuw. De vegetaties worden met deze methode vooral getypeerd door een samenstelling met kenmerkende soorten, de zgn. *kensoorten*, die alleen in het desbetreffende type voorkomen, en *differentiërende soorten*, die dat type doen verschillen van andere erop lijkende typen. Den Held *et al.* (1992) maken een hiervan geheel losstaande indeling in *typen*, die mede worden gedefinieerd door de dominante soorten en de vegetatiestructuur, bijvoorbeeld de hoogte van de kruidlaag of de aanwezigheid van een moslaag. Zij geven voor elk type waar mogelijk de corresponderende associatie(s), aan de hand van de in 1992 beschikbare literatuur.

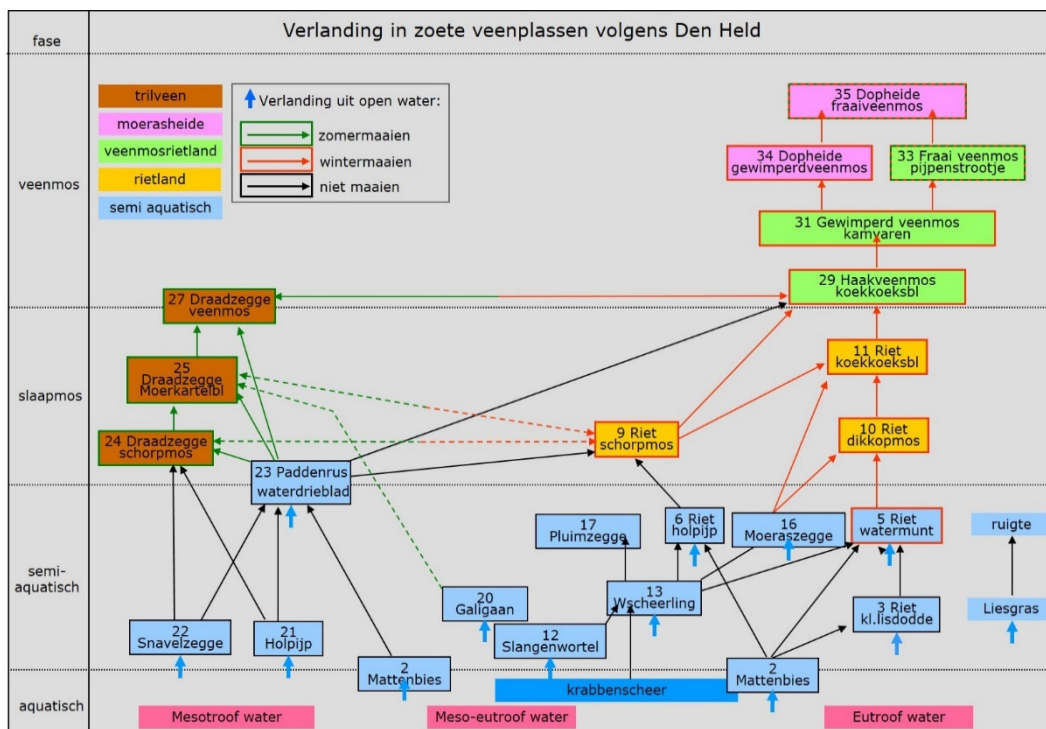
Beide systemen kunnen als aanvullend worden gezien en hebben hun nut bij het definiëren van de successiereeks. Wel moet worden opgemerkt dat door floristische verarming, gevolg van de verslechterde milieuomstandigheden, veel van de voor de associaties karakteristieke soorten uit de vegetaties verdwenen zijn. De nu aangetroffen vegetaties sluiten daardoor vaak minder goed aan bij het raamwerk van associaties volgens de Braun-Blanquet-school dan bij de typologie van Den Held c.s. In het vergelijkend veldonderzoek (paragraaf 3.1) van dit rapport is gebruik gemaakt van de typologie van Den Held. Daar worden de betreffende typen nader beschreven. In het Vegetatieonderzoek de Wieden/Weerribben (paragraaf 3.2) wordt uitgegaan van de indeling van Schaminée, verfijnd met een lokale typologie.

Uit de literatuur blijkt, dat overgangen tussen vegetatietypen soms omkeerbaar zijn. Volgens Cusell *et al.* (2013) bijvoorbeeld kunnen jonge verlandingsstadia soms weer teruggaan naar de aquatische fase. Ook in broekbossen kan de dominantie in de boomlaag veranderen (Wiegiers, 1992). Om deze reden zijn de watervegetaties en broekbossen niet in het schema opgenomen. Bij het *uitblijven* van maai-beheer gaan *alle* vegetaties uit de semi-aquatische en bruinmosfase vroeg of laat over in wilgen- of elzenbroek, die uit de veenmosfase in elzen- of berkenbroek. Ook ruigtevegetaties worden niet verder besproken. Ze komen in de onderzoekgebieden vooral op legakkers voor en ontstaan pas uit verlandingsvegetaties bij eutrofiëring of andere verstoringen.

Niet alle verlandingsstadia zijn zeldzaam of bedreigd. Het habitatype dat door het uitblijven van het juiste type verlanding het meest bedreigd wordt en volgens de doelen van Natura 2000 beschermd en uitgebreid moeten worden is de associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge (*Scorpidio-Caricetum diandrae*) (Den Held: type 24 en 25; Natura 2000: H7140A). Dit wordt kortweg benoemd als *trilveen*. We zullen dit gebruik van het woord trilveen in



Figuur 1.2. Verlanding in zoete plassen volgens Schaminée et al. (1995). In de blokken de Nederlandse namen van de (sub)associaties en hun codes. Alleen de gebruikelijk overgangen zijn aangegeven. Stippellijnen geven mogelijke c.q. onzekere routes naar trilveen aan. Terrestrialisation in fresh waters according to Schaminée et al. (1995). Within the frames: Dutch names of plant communities and their codes. Only usual transitions are depicted. Dashed lines show possible or uncertain pathways toward *Scorpidio-Caricetum diandrae*.



Figuur 1.3. Verlanding in zoete plassen volgens Den Held et al. (1992). In de blokken de Nederlandse namen van de vegetatietypen en hun nummers. Zie verder opmerkingen vorige figuur. Terrestrialisation in fresh waters according to Den Held et

al. (1992). Within the frames: Dutch names of plant communities and their codes. For more explanation: see also Figure 1.2.

botanische zin overnemen, hoewel het goed is te beseffen dat dit woord door anderen in andere, vaak ruimere zin gebruikt wordt. Schaminée *et al.* (1995) gebruiken het woord voor een drijvende vegetatiemat, bijvoorbeeld waar zij stellen "...de 'kragge' ..." (van veenmosrietland) "... kan ontwikkeld zijn als trilveen, maar ook vastzitten aan de ondergrond" (dl. 2, p. 237). Andere onderzoekers reserveren het woord trilveen voor een kragge, begroeid met een kleine zeggenvegetatie. Verzuurde trilvenen, zoals de associatie van Moerasstruisgras en Zompzegge en type 27, horen er dan ook bij. Westhoff *et al.* (1971, dl. 2 p. 84) onderscheiden 'trilveen', met een soepele, elastische wortelmat van kleine zeggen en holpijp, en 'kragge' met een dichtere, stuggere wortelmat van riet.

Ook veel van de andere vegetaties uit de verlandingsreeks genieten bescherming via Natura 2000: Kranswierwateren (H3140), Meren met Krabbenscheer en Fonteinkruiden (H3150), Vochtige heiden (ass. van Moerasheide, type 34, 35) (H4010), Galigaanmoerassen (type 20) (H7210) en Hoogveenbossen (ass. van Zompzegge en berkenbroek) (H91D0).

1.3.3 Successiestadia

In de schema's (figuur 1.2 en 1.3) geven blauwe pijlen aan welke vegetaties direct uit open (begroeid of onbegroeid) water kunnen ontstaan. De meeste waterplanten zijn zelf geen systeembouwers. Alleen van Krabbenscheer en in een enkel geval van kranwierien is bekend dat ze een dergelijke rol kunnen spelen, als vestigingssubstraat voor moerasplanten. Van de in het studiegebied voorkomende watervegetaties worden door Schaminée *et al.* naast de associatie van Krabbenscheer alleen de associatie van Waterlelie en Gele plomp specifiek genoemd als voorlopers van de verlanding. Den Held *et al.* gaan niet in op de watervegetaties.

Pas bij vestiging van moerasplanten (helofyten) kan de verlanding op gang komen. Tussen de oogharen zien we drie routes van verlanding. De twee schema's verschillen hierin niet wezenlijk van elkaar.

1. Links staan vegetatietypen die voorkomen in relatief voedselarm (mesotroof) water. Het gaat hier meestal om soortenarme zomen met dominantie van Holpijp, Snavelzegge of Paddenrus; de Braun-Blanquet-school ziet hier geen echte plantengemeenschappen in, hoogstens rompgemeenschappen. Juist deze typen bieden volgens de oudere literatuur (bv. Meijer, 1955; de Vries, 1969; Westhoff *et al.*, 1971) een directe weg naar trilveen. Waar de veenlaag dun was en de petgaten ondiep waren, dus dicht bij de pleistocene zandgronden, zorgden dit soort vegetaties voor verlanding, vanaf de legakker of vanaf de bodem, in het laatste geval waarschijnlijk ook door opvulling van het hele petgat ineens.
2. Centraal in de diagrammen vinden we de routes die naar rietland en Pluimzeggevegetaties leiden, via Krabbenscheervelden en drijftillen met Waterscheerling, dan wel via in ondiep water drijvende vegetaties van Waterscheerling en Slangenwortel. Dit alles gebeurt in meso-eutroof water. In petgaten, maar ook aan de lizijde van de grotere veenplassen moet dit vroeger een uiterst belangrijke, zo niet de belangrijkste, verlandingsroute zijn geweest. De verlanding kon snel plaatsvinden, omdat Krabbenscheer grote watervlakken ineens kon koloniseren. Helaas zijn krabbenscheervelden in het laatste decennium volledig verdwenen uit de plassen in de Vechtstreek (Weijs, 2011, p. 226) en komt verlanding met drijftillen alleen nog sporadisch in sloten voor. Ook Slangenwortelvegetaties beperken zich hoofdzakelijk tot sloten. In NW-Overijssel hebben de krabbenscheervelden zich, na ineenstorting rond 1970 (Cusell *et al.*, 2013) goed hersteld en laten, zij het mondjesmaat, weer aanzetten tot drijftilverlanding zien. Wel blijkt dat zulke vegetaties in nieuw gegraven petgaten lang niet altijd verlanding laten zien; in andere gevallen storten ze toch weer in (Cusell *et al.*, 2013).

Pluimzeggevegetaties kunnen volgens Schaminée *et al.* (bij branden of maaien) naar rietland leiden. Den Held geeft deze mogelijkheid niet. Feit is dat dit soort vegetaties meestal niet beloopbaar zijn en niet of zelden gemaaid werden. De successie loopt in dat geval naar elzenbroekbos. Ook over het lot van Galigaanvelden is geen eenstemmigheid. In het verleden speelde Galigaan soms een rol bij de vorming van trilveen; tegenwoordig zijn de Galigaanzomen meestal stabiel.

3. Rechts in het diagram vinden we de verlanding vanaf de oevers van petgaten en plassen met eutroof water via Mattenbies, Kleine lisdodde en Riet. In de latere successiestadia krijgt Riet de overhand en uiteindelijk ontstaat veenmosrietland. In veel van de plassen hebben Mattenbies en Riet het moeilijk. Tegenwoordig bestaan, in elk geval in de Vechtplassen, de resterende jonge, actieve verlandingsvegetaties vooral uit Moerasvaren, die via drijftillen van Kleine lisdodde doordringt in open water. Deze twee soorten dringen in NW Overijssel de krabbenscheervelden binnen en brengen zo de verlanding op gang (dit rapport, 2.4.2). Dit vegetatietype is niet onderscheiden in de schema's. Toch noemt Meijer (1955) dit type reeds. Hij voegt eraan toe dat "men ... (de plantensociologen) ...er nooit goed weg mee heeft geweten, bij gebrek aan kensoorten, en vanwege het feit dat vegetaties van *Dryopteris thelypteris* ook met een totaal andere ondergroei, nl. van *Sphagnum*soorten, op kunnen treden".

Kan de successie in deze rietlandserie ook leiden tot trilveen? Dit is een belangrijk punt omdat andere wegen naar trilveen tegenwoordig voor een groot deel afgesloten lijken. Zowel Schaminée als Den Held (mond.) geven aan dat dit kan. Volgens Den Held (mond.) vaak, en alleen bij zomermaaibeheer. En een dergelijke de overgang zou niet mogelijk zijn bij een dikke, voornamelijk uit rietwortels en -resten bestaande kragge.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport is onderverdeeld in drie inhoudelijke onderzoekshoofdstukken en een synthese. Hoofdstuk 2 behandelt de historische abiotiek en verlanding. Als eerste (paragraaf 2.1) wordt de verlanding naar Trilveen in twee petgaten gereconstrueerd aan de hand van paleo-ecologisch onderzoek aan twee boorkernen. In paragraaf 2.2 wordt aan de hand van literatuur een beeld gegeven van de aanwezige verlandingsvegetaties in het Vechtplassengebied vanaf het eind van de 19e eeuw. In paragraaf 2.3 wordt door middel van luchtfoto's van petgaten in de Oostelijke Vechtplassen tussen 1936 en 2012 de verlandingsnelheid in verschillende natuurgebieden in de loop van de decennia gereconstrueerd. Verschillende laagveendeskundigen geven in interviews in paragraaf 2.4 hun visie op het verloop van verlanding in verschillende Nederlandse laagveengebieden in de afgelopen halve eeuw, en de knelpunten en randvoorwaarden hiervoor. Paragraaf 2.5 schetst met behulp van verzamelde oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens van de Oostelijke Vechtplassen een beeld van de veranderingen in de waterkwaliteit in verschillende deelgebieden.

Hoofdstuk 3 gaat over de huidige jonge verlanding die in de onderzoeksgebieden aanwezig is. Paragraaf 3.1 vat de aanwezige jonge verlandingsstypen samen en laat zien onder welke abiotisch verschillende omstandigheden zij ontstaan. Ook wordt hier ingegaan op de habitatkwaliteit van petgaten waarin geen verlanding optreedt. Paragraaf 3.2 zoekt in op verlanding in de Wieden en Weerribben. Hier wordt een aantal petgaten met Krabbenscheerverlanding enkele jaren in detail gevolgd en wordt de waargenomen successie in permanente kwadraten in groot spectrum van verlandingsvegetaties weergegeven. In paragraaf 3.3 wordt de relatief ongestoorde laagveenverlanding in twee meren in Polen beschreven: de ene verlanding onder basenarme omstandigheden en de andere een verandering onder kalkrijke omstandigheden leidend naar Trilveen.

Hoofdstuk 4 geeft de resultaten van een aantal experimenten die zijn uitgevoerd om de verlanding op gang te brengen. Naast de effecten van de maatregelen zelf, is in de veldexperimenten ook met behulp van exclusies gekeken naar de effecten van (overmatige) graas door watervogels en Amerikaanse rivierkreeft. Paragraaf 4.1 beschrijft de effectiviteit van het inbrengen van kleine rietvloten met *ecosystem engineers* met twee typen drijvers op het ontstaan van mogelijke kraggevorming. In paragraaf 4.2 is dit experiment opgeschaald naar een daadwerkelijke maatregel: hierin wordt het Life-project van Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer waarin grote vloten met zaden in petgaten zijn aangebracht, beschreven. In paragraaf 4.3 wordt een experiment in twee verschillende gebieden beschreven waarin oevers zijn afgeplagd om nutriënten af te voeren en de oever te verflauwen. Ook zijn in dit experiment verschillende *ecosystem engineers* op de oever uitgezet. Paragraaf 4.4 beschrijft een mesocosmosstudie met een drijvende kragge waarin de effecten van maaien onder nutriëntenarme en nutriëntenrijke condities zijn getest.

Hoofdstuk 5 vormt de synthese van het onderzoek. Hierin worden de veranderingen in abiotiek en verlanding op een rij gezet en wordt geschetst onder welke omstandigheden verschillende typen jonge verlanding voorkomen. Vervolgens wordt ingegaan op welke beperkingen er momenteel voor de verlanding van laagveenpetgaten optreden en worden aanbevelingen gegeven voor maatregelen in natuur- en waterbeheer. Tot slot worden de kennisleemtes benoemd die er na dit onderzoek nog aanwezig zijn.

2 Historische ontwikkeling abiotiek en verlanding

2.1 Paleoecologische reconstructies van vegetatiesuccessies in twee contrasterende petgaten

Verlandingsstadia van moerasgebieden zijn belangrijk voor het natuurbeheer vanwege de hoge biodiversiteit, met name waar het gaat om basenrijke moerasvegetatie. In recent verlandende petgaten lukt het niet om het stadium van basenrijke venen te bereiken, terwijl de vegetatie in de bestaande basenrijke venen een versnelde ontwikkeling naar soortenarme, door veenmossen gedomineerde vegetatietypen te zien geeft vanwege verzuring en een gebrek aan basenrijk water. Paleoecologische reconstructies van verlandingsuccessies verschaffen ons inzicht in de veranderende soortensamenstelling en de duur van opeenvolgende stadia. Ons onderzoek werd uitgevoerd in twee trilvenen die in 1988 tot de beste van ons land behoorden: De Stobbenribben en Westbroek. Op de locatie Stobbenribben geven microfossielen en macroresten in het trilveen een gedetailleerd beeld van de ontwikkelingen in relatief voedselarme omstandigheden. De ontwikkeling van een dergelijk trilveen in Westbroek geeft twee opeenvolgende verlandingen te zien; een voedselarm begin, daterend uit de 16e/17e eeuw en - na een hiaat veroorzaakt door veenwinning - een ontwikkeling in de afgelopen eeuw onder relatief voedselrijke omstandigheden.

De resultaten van Westbroek laten zien dat als het petgat ondiep is, de mossen van basenrijke omstandigheden zoals Rood schorpioenmos snel bij de successie betrokken zijn, mede omdat ze houvast hebben aan soorten als Holpijp en Mattenbies. Bij de Stobbenribben was het oorspronkelijke petgat dieper en konden de trilveenmossen zich pas vestigen nadat zich een drijvende mat met Krabbenscheer had gevormd. Voor beide locaties duurde het ca. 60 jaar voordat het basenrijke trilveen zich gevormd had, terwijl dat stadium zich slechts ca. 30 jaar kon handhaven. Deze periode van 30 jaar kan mogelijk verlengd worden door middel van inundaties met basenrijk en nutriëntarm water.

2.1.1 Inleiding

In Nederland zijn successies van verlandingsvegetaties in petgaten belangrijk (Verhoeven, 1992). Vanwege de ecologische waarde zijn alle succesiestadia, van open water met *Chara* soorten (Kranswieren; Habitatype H3140) of Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) (H3150) naar basenrijke en basenarme overgangsvenen (H4170A en B) en natte heide met Dopheide (*Erica tetralix*; H4010), beschermd door de Natura 2000 Habitatrichtlijn. Het basenrijke succesiestadium is van bijzonder belang vanwege de soortenrijkdom en de zeldzaamheid van de soorten (Wassen *et al.*, 2005; Van Diggelen *et al.*, 2006). Ook de habitatrichtlijnsoort Groenknolorchis (*Liparis loeselii*) komt hier voor.

Er zijn in ons land echter nog maar weinig basenrijke trilvenen. Ze worden bedreigd door verzuring en eutrofiëring (Kooijman, 1992; Lamers *et al.*, 2015). Het voortbestaan van de basenrijke trilvenen wordt echter ook bedreigd vanwege het uitblijven van beginnende verlanding in nieuwe petgaten (Cusell *et al.*, 2013; Weijs & van Tooren, 2013). Verlanding in de 60er en 70er jaren kwam niet op gang of werd sterk vertraagd omdat het oppervlaktewater ernstig vervuild was met nutriënten,

bestrijdingsmiddelen en zware metalen (Kuks, 2002). Nadat de waterkwaliteit was verbeterd in het begin van de 21e eeuw kwam beginnende verlandingsgang, maar dit heeft vooralsnog niet geleid tot de successtadia van basenrijke venen (Cusell *et al.*, 2013).

Paleoecologische reconstructies van vegetatiesuccessies, gebaseerd op de analyse van microfossielen en macroresten maken het mogelijk om ontwikkelingen over lange tijdsintervallen te volgen. Veenafzettingen vormen waardevolle archieven voor de studie van de ontwikkelingen van moerassen (Chambers *et al.*, 2011; Rydin & Jeglum, 2013). Paleo-onderzoek is echter heel arbeidsintensief en de analyse van meerdere boorkernen is meestal niet mogelijk. In ons paleo-onderzoek werden twee petgatverlandingen vergeleken. Het petgat van Stobbenribben (ST) was relatief diep (285 cm) en in 1988 relatief voedselarm, terwijl het veen van de Westbroekse Zodden (WB) zich vormde in een ondieper petgat (140 cm) onder - in 1988 - relatief voedselrijke omstandigheden (Kooijman, 1993a). De locaties ST en WB behoorden in 1988 tot de beste voorbeelden van basenrijke trilvenen in, respectievelijk, de Weerribben en het Vechtplassengebied, hoewel de eerste overgang naar een veenmosstadium toen al zichtbaar was. Paleoecologische reconstructies van veenkolommen uit ST en WB kunnen leiden tot een beter begrip van verlanding in het verleden en aldus tot een beter begrip van problemen die zich voordoen bij hedendaagse verlanding. De onderzoeksvragen zijn: (1) Hoe ontwikkelde zich de verlandingsvegetatie in WB en ST en kunnen verschillen tussen de twee gebieden worden verklaard door verschillende nutriënteniveaus en petgatdiepte?, (2) Welke plantensoorten zijn belangrijk bij de verlanding en wat is de rol van mossen zoals Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*)?, (3) Hoe lang duurde het voordat het basenrijke moerasstadium werd bereikt en na hoeveel tijd ging de Veenmosvegetatie domineren?

2.1.2 Methoden

Bemonsteringslocaties

Voor dit onderzoek werden twee monsterlocaties geselecteerd: Stobbenribben (ST; 52° 47' 04.5" N, 5° 58' 59.4" E) en Westbroek (WB; 52° 9' 51.1" N, 5° 7' 12.4" E). De locaties zijn afgebeeld in figuur 2.1.

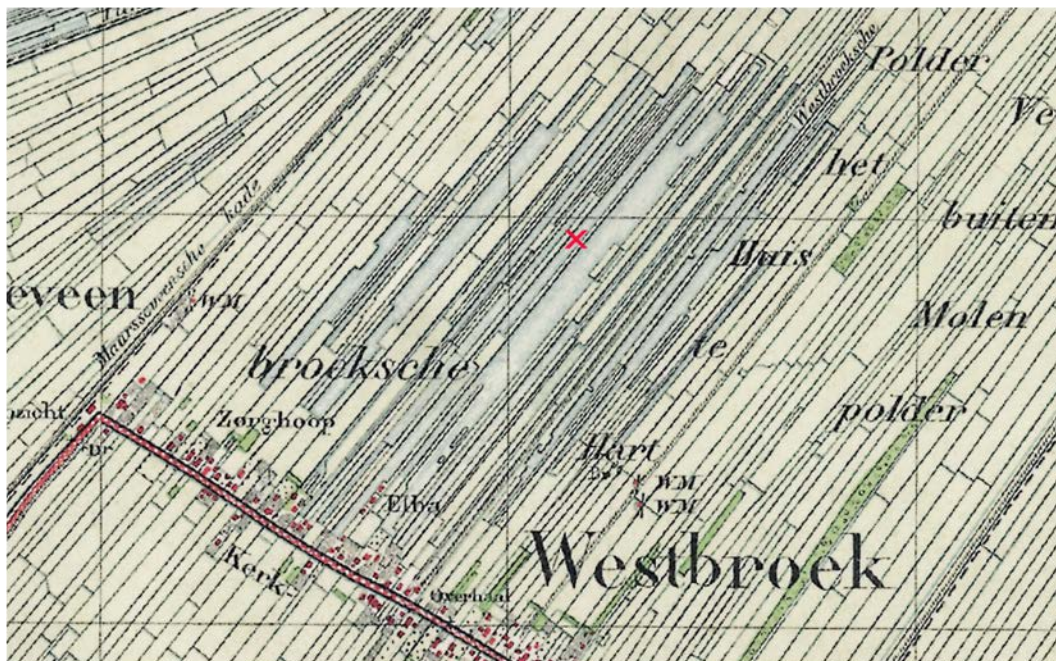


Figuur 2.1. Locaties van Stobbenribben (ST) en Westbroekse Zodden (WB).
Sampling sites Stobbenribben and Westbroekse Zodden.

ST maakt deel uit van het Nationaal Park Wieden-Weerribben. Het is een van de grootste beschermde moerasgebieden in West-Europa en er zijn verschillende verlandingsstadia aanwezig, waaronder basenrijke moerassen met goed ontwikkelde moslagen (Cusell *et al.*, 2013). Er komen veel Rode-lijstsoorten voor en er zijn belangrijke Natura 2000 habitats aanwezig. In het gebied van het Nationaal Park

begon de veenwinning al in de 12e eeuw. Het belang daarvan nam toe na de 15e eeuw, met pieken in de 17e en de 18e eeuw (Gongrijp *et al.*, 1981). Het ST-petgat werd waarschijnlijk rond 1900 gegraven (van Wirdum, 1991). In het Nationaal Park nam de aquatische vegetatie sterk toe tussen 1998 en 2010, maar de ontwikkeling van een drijvende vegetatiemat is heel beperkt gebleven; zelfs in petgaten van meer dan 70 jaar oud (Cusell *et al.*, 2013). Nieuwe vegetatiematten met daarin bruine mossen van basenrijke condities - zoals Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*) en Sterrengoudmos (*Campylium stellatum*) - hebben zich nog niet gevestigd, maar Moerasvaren (*Thelypteris palustris*) wel. In het Nationaal Park werd sinds 2006 126 ha aan nieuwe petgaten gegraven met het doel om het verlandingsproces op gang te helpen en aldus de ontwikkeling van de bij basenrijke condities behorende vegetatietypen te stimuleren (Cusell *et al.*, 2013).

WB maakt deel uit van het Vechtplassengebied. Volgens Weijs & van Tooren (2013), werden sinds de 19e eeuw petgaten voor brandstofwinning gegraven. De door ons bestudeerde petgatvulling dateert vermoedelijk van rond 1900. Na verlanding werd de vegetatie zeer soortenrijk, tot ver in de 20e eeuw, maar de successie leidde uiteindelijk tot een soortenarm veenmosdek. Sinds 1989 werden in het WB-gebied 60 nieuwe petgaten gegraven om verlanding te bevorderen, maar de pogingen zijn tot nu toe weinig succesvol geweest (Weijs & van Tooren, 2013).



Figuur 2.2. Kaart van Westbroekse Zodden in 1914. De positie van de monsterplaats is aangegeven met een rood kruis. De coördinaatlijnen omkaderen vakken van 1 x 1 km. Map of Westbroeke Zodden dated 1914. Position of sampling site indicated with a red cross. Gridlines represent squares of 1 x 1 km.

Zoals eerder aangegeven werden de petgaten in het gebied van ST en WB waarschijnlijk aan het begin van de 20e eeuw gegraven (figuur 2.2; van Wirdum, 1991) en de locaties ST en WB laten de beste voorbeelden zien van basenrijke trilveenvegetatie (Kooijman, 1993a). Maar er zijn ook verschillen tussen de gebieden voor wat betreft de hydrologie, de beschikbaarheid van nutriënten en de diepte van de petgaten. Het door ons bemonsterde petgat van ST is 285 cm diep (afstand tussen de zandige ondergrond en de huidige waterspiegel) en er is contact met calciumrijk oppervlaktewater via een sloot (van Wirdum, 1991). Er zijn maar weinig agrarische activiteiten in het Wieden-Weerribben Nationaal Park maar het gebied is omringd door laaggelegen polders met landbouwgrond van waaruit in natte perioden water wordt geloosd in het natuurgebied.

Het bemonsterde WB-petgat is 140 cm diep en wordt gevoed door calcium- en ijzerrijk grondwater. Het is ook verbonden met het oppervlaktewater in de sloten in het gebied

(Koerselman, 1989). WB wordt meer bedreigd door eutrofiëring dan ST vanwege de agrarische activiteiten binnen het natuurgebied (Creutzberg *et al.*, 1969). In 1988 waren de ammonium- en fosfaatconcentraties in het water veel hoger in WB dan in ST (Kooijman, 1993a). In 1988 waren beide sites in het soortenrijke stadium, maar de moslaag in ST werd gedomineerd door Rood schorpioenmos, terwijl in WB Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*; een meer eutrofe soort) dominant was (Kooijman, 1993b; Kooijman & Bakker, 1995). Op beide locaties heeft zich nu een veenmosdek ontwikkeld.

Methodologie

In veenafzettingen kunnen pollen (stuifmeel) en sporen, non-pollen palynomorfen (NPP) en macroresten worden bestudeerd. NPP omvatten schimmelsporen, cyanobacteriën, algen en dierlijke resten. Ze kunnen mede gebruikt worden als paleomilieu-indicatoren (van Geel, 2001). Daarbij geven botanische macroresten (vruchten, zaden, mossen) die in het veen gevonden worden belangrijke informatie bij het reconstrueren van vegetatiesuccessies (Mauquoy & van Geel, 2007). Macroresten kunnen vaker tot op soortsniveau worden gedetermineerd dan pollen en NPP, en vanwege hun afmetingen en gewicht zijn ze meestal van strikt lokale herkomst (Mauquoy *et al.*, 2010). Op beide locaties werd de volledige successie bemonsterd, van de aquatische fase tot de basenrijke fase, die weer gevolgd werd door de veenmosfase. Beide locaties werden gekozen in gebieden waar de trilveenmossen Rood schorpioenmos (ST) of Gewoon puntmos en Grootbladig puntmos (WB) nog voorkwamen in 1988, maar waar de eerste veenmossoorten (*Sphagnum subnitens* en/of *S. squarrosum*) zich al gevestigd hadden (Kooijman, 1993a; Kooijman *et al.*, 2015).

Monsternamen en bereiding van submonsters

Op beide locaties werd een veenkolom bemonsterd met behulp van een rechthoekige, 50 cm lang stalen bak met aangescherpte rand. Er werd een kleine profielkuil gemaakt en de bak werd in het profiel geslagen en losgesneden. Verkennend microscopisch onderzoek van de diepste, oudste monsters uit de bakken lieten resten van aquatische taxa zien en daarmee werd duidelijk dat de bemonsterde successie compleet was. De grotendeels uit water bestaande laag onder de gemonsterde veenkolommen werd niet bemonsterd. De bakken werden in plastic verpakt en naar het laboratorium vervoerd. Na het verwijderen van het buitenste, mogelijk gecontamineerde veen werden aansluitende, 1 cm dikke submonsters genomen; een monster van ca. 1 cc voor de analyse van microfossielen en een van ca. 30 cc voor de studie van macroresten. De microfossiel-monsters werden bereid volgens Faegri & Iversen (1989) en de macro-monsters volgens Mauquoy *et al.* (2010).

Paleoecologische analyse

De uiteindelijk aangehouden monsterafstanden voor microfossielen waren voor WB om de 4 cm met daarbij een aanvulling van monsters op 1, 11, 15, 19, 23, 27, en 31 cm diepte. Op alle cm-niveaus werden macroresten geanalyseerd. Voor ST werden micro- en macrofossiel analyses uitgevoerd op iedere 5 cm, aangevuld met monsters op 1, 3, 4, 17, 27, 32, 33, 34, 36, 37 en 38 cm diepte. Moore *et al.* (1991) en Beug (2004) werden gebruikt bij het determineren van pollen en sporen. Tijdens de analyse van macroresten (Mauquoy & van Geel 2007) werden plantenresten in glycerine bewaard voor nadere determinatie. Bij het determineren werden Körber-Grohne (1964), Hölzer (2010), Bouman *et al.* (2002), Laine (2009) en Grosse-Brauckmann & Streitz (1992) gebruikt.

Voor de microfossielen werden percentages berekend (uitgedrukt op een totale pollensom per monster) en de macroresten werden gekwantificeerd als volumepercentages (bijvoorbeeld bij mossen). Voor zover mogelijk werden aantallen macroresten per monster geteld; bijvoorbeeld bij zaden. De gegevens werden tot diagrammen verwerkt met behulp van TILIA (Grimm, 1991-1993). Macrofossielen zijn aangegeven als staafjes terwijl microfossielen gegeven zijn als percentage-curven, uitgedrukt op het totaal aan pollen per monster. De taxa werden verdeeld in lokale en regionale taxa. Bij het construeren van de diagrammen voor de lokale successie werden de niet-lokale taxa, zoals bomen, struiken en indicatoren voor menselijke invloed in separate diagrammen afgebeeld (Bijlage 1). Voor de ecologische informatie betreffende de gevonden lokale taxa werd de Standaardlijst gebruikt (Tamis *et al.*, 2003; Weeda *et al.*, 1985; 1994). Additionele informatie betreffende mossen werd

ontleend aan Kooijman (1993) en Van Tooren & Sparrius (2007). De ecologische informatie over NPP is gebaseerd op Kuhry (1997), Van Geel (1978) en Van Geel *et al.* (1983; 1989). De lokale taxa werden in de diagrammen zodanig gerangschikt dat de successie daarmee zo duidelijk mogelijk tot uiting komt. Nieuw onderscheiden NPP werden afgebeeld en beschreven (Bijlage 3). Speciale aandacht werd gegeven aan de mossen omdat die - beter dan hogere planten - de hydrologische oppervlaktecondities weergeven (Sjors, 1950; Gorham *et al.*, 1987). Mossen zijn niet alleen belangrijk voor wat betreft de lokale biomassa, maar hun ecologische indicatorwaarde is groot omdat ze geen wortels hebben en omdat nutriënten direct worden opgenomen in de bladcellen (Proctor, 1982).

Koolstof-14 datering

Voor ST werden twee monsters gedateerd: op 35 en 20 cm diepte, hetgeen min of meer overeenkomt met het begin en het einde van het basenrijke stadium met *S. scorpioides*. Voor WB werden vijf monsters gedateerd: op 33, 27, 23, 18 en 10 cm diepte. De keuze van de niveaus was afgestemd op veranderingen in de lokale successie, maar ook op de beschikbaarheid van geschikt materiaal (bovengrondse plantenresten). Bij het omzetten naar kalendertijd van de twee ST monsters en de drie jongste WB monsters werd de 14C bompiëk gebruikt (OxCal; Bijlage 2; Bronk Ramsey, 1995).

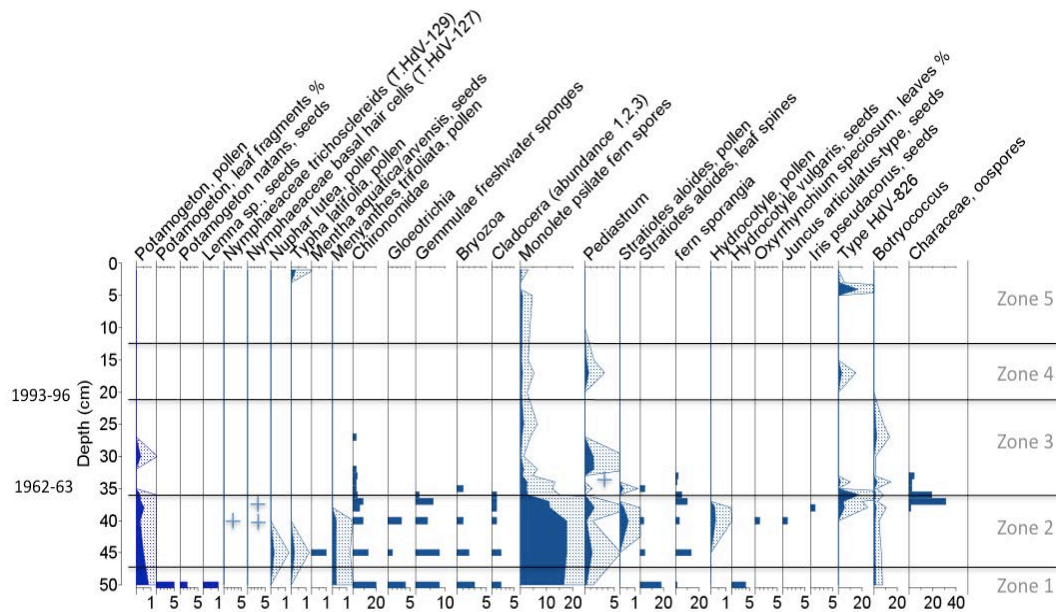
2.1.3 Resultaten

Stobbenribben – lokale vegetatiesuccessie

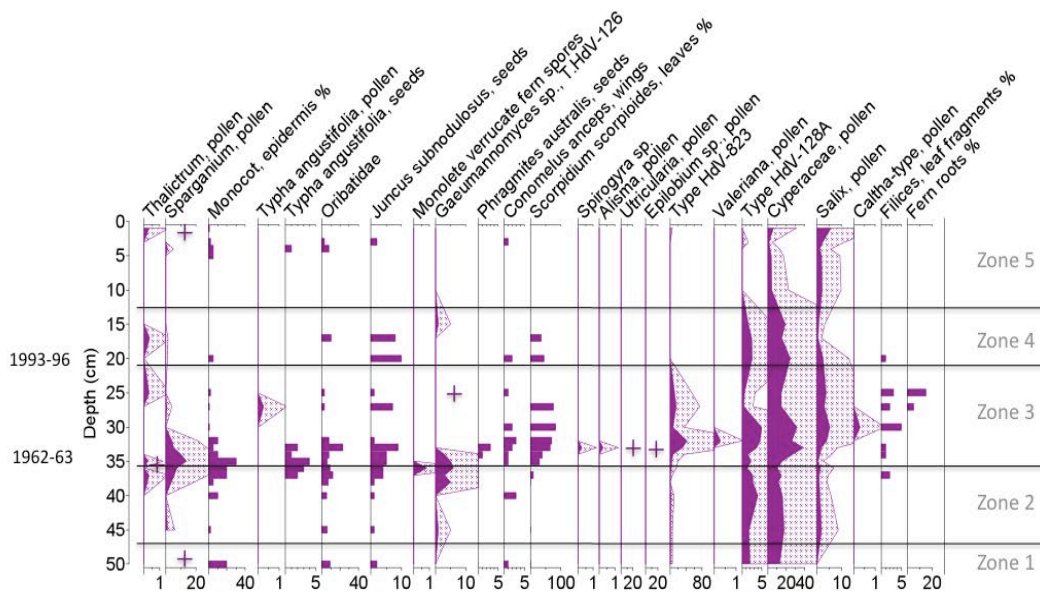
Bij de reconstructie en beschrijving van stadia in de vegetatiesuccessie werden voor ST vijf zones onderscheiden, van een aquatische fase via basenrijk trilveen naar een door veenmossen gedomineerd stadium. Het C-14 monster op 35 cm diepte, bij het begin van de basenrijke trilveenfase, dateert hoogstwaarschijnlijk uit 1962-1963 AD (Bijlage 2). In theorie kan het monster ook dateren uit 1972-1974, maar informatie over de vegetatieontwikkeling in Stobbenribben (Bergmans, 1975) maakt dat onwaarschijnlijk. Het C-14 monster op 20 cm diepte, tegen het einde van de basenrijke trilveenfase, werd gedateerd op 1993-1996 AD (Bijlage 2).

Zone 1 (figuur 2.3; 50-47 cm diepte) wordt gerepresenteerd door *Potamogeton* (Fonteinkruid), *Lemna* (Kroos), *Stratiotes aloides* (Krabbenscheer) en andere botanische en zoölogische taxa die wijzen op relatief voedselrijke aquatische omstandigheden.

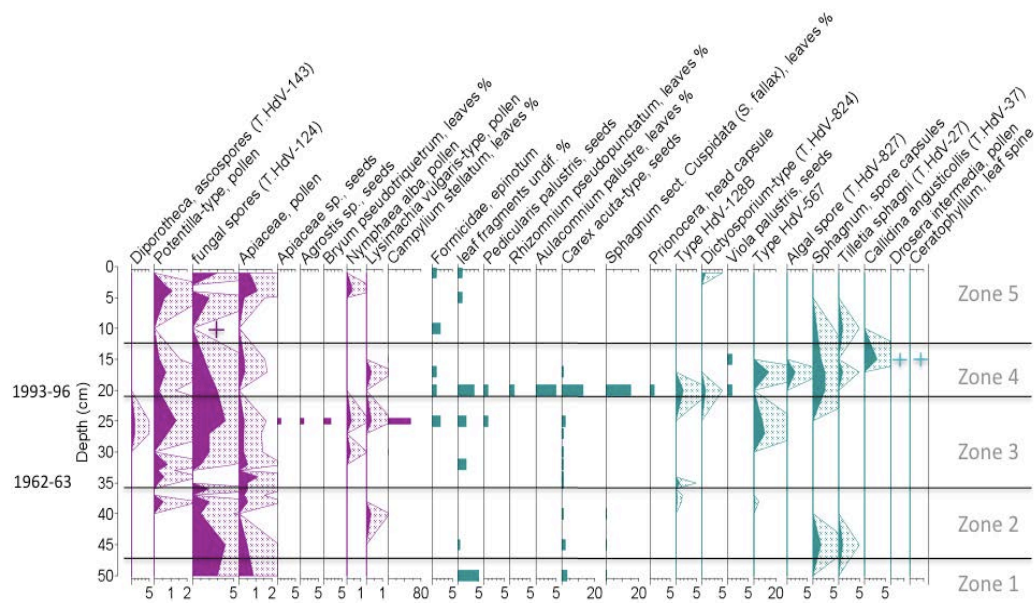
Zone 2 (figuur 2.3; 47-36 cm diepte) is ook nog aquatisch, met taxa zoals *Stratiotes aloides*, *Gloeotrichia* (Cyanobacteriën), gemmulae van zoetwatersponzen, *Cladocera* (watervlooien) en *Bryozoa* (mosdiertjes). Nymphaeaceae kwamen ook voor, vooral *Nuphar lutea* (Gele plomp) en waarschijnlijk ook *Nymphaea alba* (Witte waterlelie). We vonden veel Nymphaeaceae trichosclereiden (HdV-129), en Nymphaeaceae slijmcellen (HdV-127). Het zijn taxa van voedselrijk water. *Gloeotrichia* wijst op een basisch milieu. In zone 2 beginnen semi-terrestrische taxa: *Typha latifolia* (Grote Lisdodde), *Mentha aquatica* (Watermunt), *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad), *Hydrocotyle vulgaris* (Gewone waternavel), *Juncus articulatus*-type (omvat Veldrus en Knolrus) en *Iris pseudacorus* (Gele lis). De monoleet psilate varensporten wijzen waarschijnlijk op de aanwezigheid van *Thelypteris palustris* (Moerasvaren). De enige mossoort in deze zone is *Oxyrrhynchium speciosum* (Moerasnavelmos), een soort van mesotroof tot licht eutroof basenrijk water. De overgang naar zone 3 wordt gekenmerkt door Characeae (Kranswieren) en dat wijst op een afname van de beschikbare nutriënten.



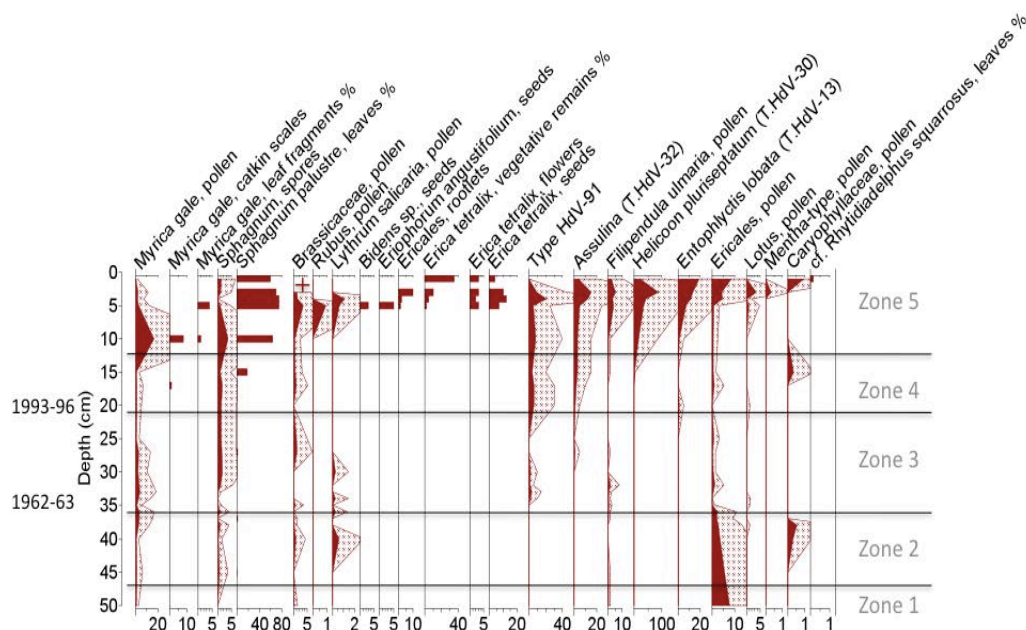
Figuur 2.3. Locale vegetatiesuccessie in Stobbenribben - Deel 1 (met focus op zones 1 en 2). Local vegetation succession Stobbenribben – Part 1 (focus on zones 1 and 2).



Figuur 2.4. Locale vegetatiesuccessie in Stobbenribben - Deel 2 (met focus op zone 3). Local vegetation succession Stobbenribben – Part 2 (focus on zone 3).



Figuur 2.5. Locale vegetatiesuccessie in Stobbenribben - Deel 3 (met focus op zones 3 en 4). Local vegetation succession Stobbenribben – Part 3 (focus on zones 3 and 4).



Figuur 2.6. Locale vegetatiesuccessie in Stobbenribben - Deel 4 (met focus op zone 5). Local vegetation succession Stobbenribben – Part 4 (focus on zone 5).

In zone 3 (figuur 2.4; 36-21 cm diepte) verdwijnen de meeste aquatische taxa, behalve *Utricularia* (Blaasjeskruid). Maar *Sparganium* (Egelskop) en *Caltha*-type (determinatie tot op soortsniveau was niet mogelijk), wijzen op natte omstandigheden. *Lysimachia vulgaris* (Grote wederik), *Agrostis* sp. (Struisgras), Type HdV-128A en *Spirogyra* indiceren semi-terrestrische, nog relatief voedselrijke omstandigheden. *Epilobium* (Basterdwederik), *Potentilla*-type (Ganzerik), Apiaceae (Schermbloemenfamilie) en *Valeriana* (Valeriaan) werden ook aangetroffen, maar konden niet tot op soort gedetermineerd worden. *Valeriana officinalis* (Echte valeriaan) zou wijzen op eutrofe condities en *V. dioica* (Kleine valeriaan) op mesotrofe omstandigheden; deze laatste soort is het meest waarschijnlijk en komt ook tegenwoordig nog voor in het gebied. Type HdV-823 en de resten van de spoorcicade *Conomelus anceps* komen ook voor in zone 3. *Typha angustifolia* (Kleine lisdodde), *Alisma* (Waterweegbree),

Thalictrum (Ruit), *Juncus subnodulosus* (Paddenrus), *Phragmites australis* (Riet), *Diporotheca* (ascosporen; HdV-143) en Type HdV-124 schimmelsporen wijzen ook op basenrijke en mesotrofe omstandigheden. Aan het begin van zone 3 werden Characeae aangetroffen. De mossen in deze zone zijn *S. scorpioides*, *Bryum pseudotriquetrum* (Veenknikmos) en *Campylium stellatum* (Sterrengoudmos). Deze soorten groeien ook onder basenrijke en nutriëntarme condities en ze geven aan dat dit de lokale oppervlakkige omstandigheden waren. Zone 3 vertegenwoordigt dus het basenrijke trilveenstadium. Uitgaande van de C-14 dateringen begon dit stadium rond 1962 en eindigde het rond 1993; ongeveer 30 jaar later.

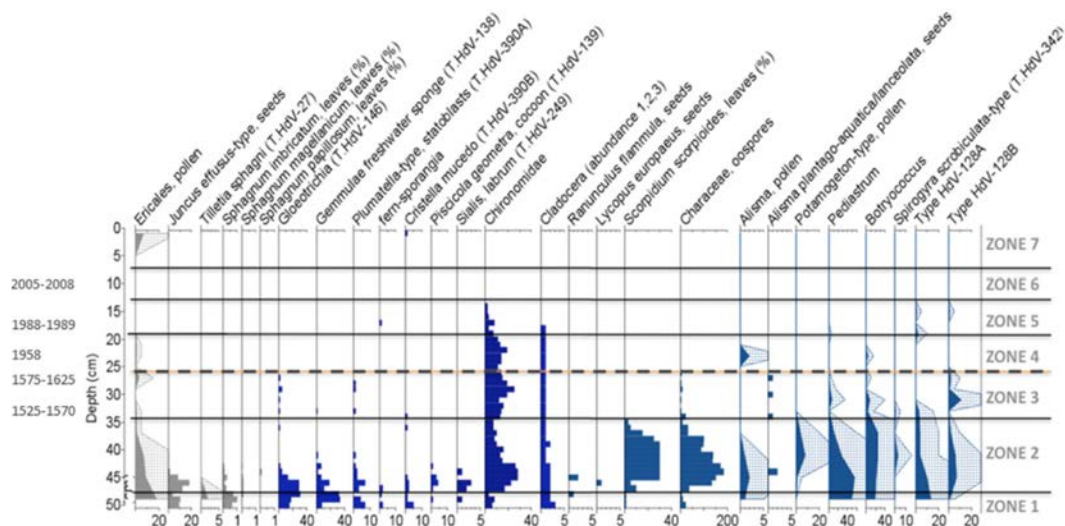
Zone 4 (figuur 2.5; 21-12 cm diepte) is een overgangszone gedomineerd door veenmossen van de sectie *Cuspidata* en de sectie *Acutifolia* en door Type HdV-567, dat samen gaat met *Sphagnum* en dat verzurende omstandigheden aanduidt. De aanwezigheid van *Viola palustris* (Moerasviooltje) past in de overgang naar meer zure omstandigheden. *Aulacomnium palustre* (Rood viltmos) wijst op relatief droge condities binnen de *Sphagnum*-vegetatie. De aanwezigheid van *Pedicularis palustris* (Moeraskartelblad) samen met de mossoort *Rhizomnium pseudopunctatum* (Kwelviltsterrenmos) geeft aan dat de oppervlakkige hydrologische condities lokaal nog steeds relatief basenrijk en voedselarm waren. Type HdV-128B, die in het algemeen in mesotrofe condities voorkomt, werd ook aangetroffen. *Carex acuta*-type, Type HdV-827 (algenspore), *Dictyosporium*-type (HdV-824), resten van mieren en *Ephemeroptera* (haften) komen ook voor in zone 4. *Carex acuta*-type omvat *C. acuta* (Scherpe zegge), *C. nigra* (Zwarte zegge), *C. trinervis* (Drienervige zegge) en *C. elata* (Stijve zegge). Laatstgenoemde is in dit geval de meest waarschijnlijke soort.

Zone 5 (figuur 2.6; 12-0 cm diepte) vertegenwoordigt de laatste fase van de successie naar de huidige vegetatie en wordt gekarakteriseerd door *Erica tetralix* (Gewone dophei), *Myrica gale* (Wilde gagel) de testate amoëbe *Assulina* sp., de fungus *Entophlyctis lobata* (HdV-13) en de mossen *Sphagnum palustre* (Gewoon veenmos) en *Rhytidiadelphus squarrosus* (Gewoon haakmos); allemaal soorten van zure ombrotrofe omstandigheden. *Eriophorum angustifolium* (Veenpluis), *Filipendula ulmaria* (Moerasspirea), *Lotus* (Rolklaver), Type HdV-91, en de conidia van *Helicoon pluriseptatum* (HdV-30) spelen ook een rol. De verlandingsuccessie op de ST-monsterplaats is in een verzuurd stadium gekomen en omvat enige taxa (*Assulina*, *Entophlyctis lobata*, Type 91 en *Helicoon pluriseptatum*) die we kennen van ombrotrofe hoogveenafzettingen (van Geel, 1978).

Westbroek - lokale vegetatiesuccessie

In WB konden zeven zones worden onderscheiden (figuren 2.7-2.10). De drie jongste C-14 dateringen (23, 18 en 10 cm diepte) werden ruwweg gedateerd op 1958, 1988 en 2006 (Bijlage 2). De diepste twee monsters, op 33 en 27 cm diepte, bleken echter veel ouder, namelijk in de 16e/17e eeuw gedateerd. Dit duidt er op dat de lokale vegetatiesuccessie een hiaat omvat en dat er sprake is van twee opeenvolgende verlandingsfasen, waarbij de eerste vanwege het hiaat onvolledig zal zijn. Het eerste petgat werd in de 16e/17e eeuw gegraven. Van de vegetatiesuccessie is alleen de diepste 25 cm bewaard gebleven. We weten niet hoe de vegetatiesuccessie verder verliep, want - waarschijnlijk aan het begin van de 20e eeuw - werd de top van het nieuw gevormde veen afgegraven of weggebaggerd en ontwikkelde zich een nieuwe, tweede successie. Het niveau van het hiaat rond 25 cm diepte is in de diagrammen aangegeven met een onderbroken lijn.

De eerste taxa die we zien aan de linkerkant van figuur 2.7, met name Ericales (Heidesoorten), *Juncus effusus* (Pitrus), *Sphagnum imbricatum* (Kamveenmos), *S. magellanicum* (Hoogveenmos), *S. papillosum* (Wrattig veenmos), varensporangia en *Tilletia sphagni* spelen geen rol in de lokale successie in de 16e/17e eeuwse veenput. Vrijwel zeker zijn deze taxa 'reworked' en kwamen ze voor op het oppervlak van het 16e/17e eeuwse hoogveenmoeras voordat veen werd gewonnen. *Sphagnum imbricatum* is tegenwoordig uitgestorven in Nederland, maar ooit was het een zeer belangrijke hoogveenvormer (van Geel, 1978). Resten van *Sphagnum imbricatum* werden ook *in-situ* aangetroffen in een boring die we in de legakker naast het voormalige WB-petgat hebben gezet. *Tilletia sphagni* is een parasitaire fungus waarvan de sporen worden gevormd in de sporenkapsels van *Sphagnum*.

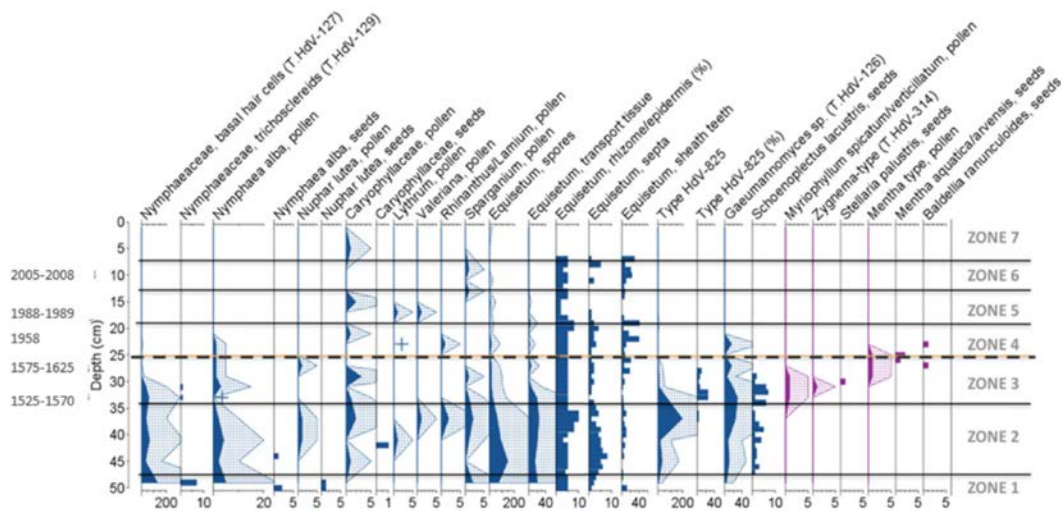


Figuur 2.7. Locale vegetatiesuccessie in Westbroekse Zodden - Deel 1 (met focus op zones 1 en 2). Local vegetation succession Westbroekse Zodden - Part 1 (focus on zones 1 and 2).

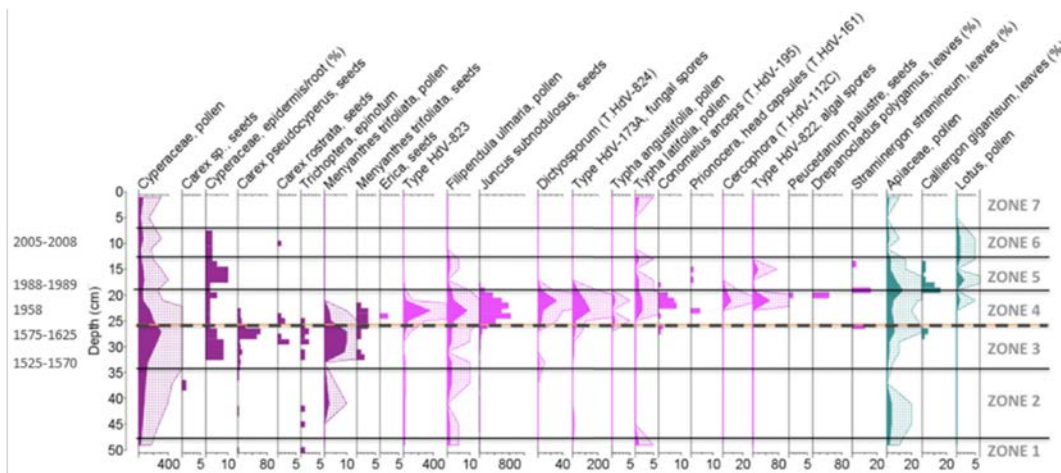
Zone 1 (figuur 2.7; 50-48 cm diepte) is een aquatische fase met gemmulae van zoetwatersponzen, *Plumatella*-type en *Cristatella mucedo* (Bryozoa), de visparasiet *Piscicola geometra*, Cladocera (watervlooien), algen (*Botryococcus*, *Pediastrum*, Types HdV-128A en 128B) en cyanobacteriën (*Gloeotrichia*). Larvale kopschilden van chironomiden (dansmuggen) en monddelen van larven van *Sialis* (slijkvliegen) werden ook aangetroffen. *Equisetum* (waarschijnlijk Holpijp) was dominant. Deze soort groeit in uiteenlopende habitats maar is in het algemeen indicatief voor natte, fosfaatarme en ijzerrijke condities.

Zone 2 (figuur 2.7; 48-34 cm diepte) was ook nog aquatisch en werd gedomineerd door *Potamogeton* (Fonteinkruid), *Nymphaeaceae* (*Nymphaea alba* en *Nuphar lutea*), *Alisma*, *Sparganium* en *Schoenoplectus lacustris* (Mattenbies) die groeit in basenrijke wateren. *Equisetum fluviatile* was nog steeds dominant. *Characeae* en *Scorpidium scorpioides* werden gevonden in dit vroege stadium van de successie en dat wijst op basenrijke en voedselarme condities. *Scorpidium scorpioides* wijst ook op de start van een basenrijke trilveenfase. De algen *Botryococcus*, *Pediastrum* en Types 128A en 128B kennen we van meso- tot eutroof water. *Gaeumannomyces* sp. (HdV-126) is een parasitische fungus op Zeggesoorten.

Scorpidium scorpioides en *Characeae* verdwijnen op de overgang van zone 2 naar zone 3 (figuur 2.7), wanneer de vegetatie van zone 3 (figuren 2.8 en 2.9; 34-25 cm diepte) gedomineerd raakt door *Carex pseudocyperus* (Hoge cyperzegge) en *C. rostrata* (Snavelzegge) hetgeen wijst op semi-terrestrische condities. *Mentha*-type (Munt), *Stellaria palustris* (Zeegroene muur) en *Menyanthes trifoliata* (Waterdrieblad) werden aangetroffen in deze zone, hetgeen wijst op basenrijke en mesotrofe omstandigheden. *Baldellia ranunculoides* (Moerasweegbree) en *Myriophyllum spicatum* (Aarvederkruid) zijn aquatische soorten die pas laat een rol gingen spelen. Mogelijk zijn ze afkomstig uit de omgeving en waren ze niet betrokken bij de lokale WB-successie. Sporen van het *Zygnema*-type (draadwieren) komen voor en ze wijzen op, tenminste tijdelijk, ondiep, mesotroof open water.



Figuur 2.8. Locale vegetatiesuccessie in Westbroekse Zodden - Deel 2 (met focus op zones 2 en 3). Local vegetation succession Westbroekse Zodden - Part 2 (focus on zones 2 and 3).

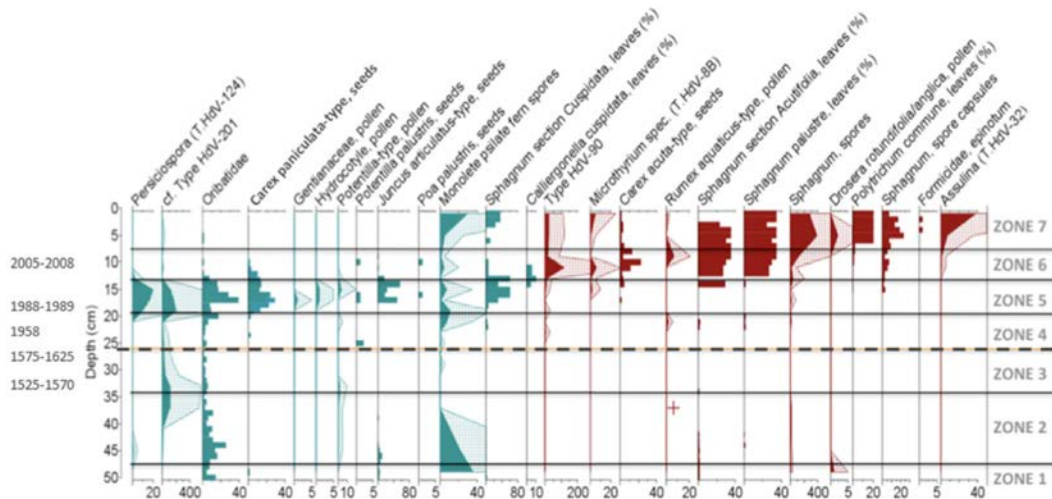


Figuur 2.9. Locale vegetatiesuccessie in Westbroekse Zodden - Deel 3 (met focus op zones 3 en 4). Local vegetation succession Westbroekse Zodden - Part 3 (focus on zones 3 and 4).

Zone 4 (figuur 2.9) vertegenwoordigt de start van de tweede (post-hiaat) verlanding in de 20e eeuw, onder relatief natte condities in een nieuw gegraven rechthoekig petgat (figuur 2.9; 25-19 cm diepte). Het C-14 monster op 23 cm diepte, in het midden van deze zone, werd gedateerd rond 1958. *Juncus subnodulosus*, *Typha latifolia*, *T. angustifolia*, *Filipendula ulmaria*, *Peucedanum palustre*, *Drepanocladus polygamus* en resten van *Prionocera* (langpootmuggen) en *Conomelus anceps* kwamen voor. *Typha latifolia* en *Filipendula ulmaria* zijn soorten van relatief natte, basenrijke en nutriëntrijke habitats. Dat wordt nog eens bevestigd door de aanwezigheid van *Drepanocladus polygamus* (Goudsikkelmos), dus de tweede verlanding in WB aan het begin van de 20e eeuw begon onder basenrijke en relatief nutriëntrijke omstandigheden. Ook de mossoort *Calliergon giganteum* (Reuzenpuntmos) vestigde zich in deze periode. De aanwezigheid van deze mossen wijst op de ontwikkeling van basenrijk trilveen.

In Zone 5 (figuur 2.10; 19-13 cm diepte) is de eerste overgang naar veenmos te zien. Het C-14 monster op 18 cm diepte bij de start van deze zone werd gedateerd rond 1988, wat overeenkomt met waarnemingen in het veld. Na 1988 is het trilveen in een paar jaar tijd gedomineerd geraakt door veenmos, met name door *S. squarrosum* (Haakveenmos). Zone 5 wordt gekenmerkt door *Carex paniculata*-type (omvat Pluimzegge, Paardenhaarzegge en Ronde zegge). Ronde zegge is een trilveensoort die

ook al in 1988 in het gebied voorkwam. Het is hoogstwaarschijnlijk de soort waar het hier om gaat. *Lotus*, *Poa palustris*, *Hydrocotyle vulgaris*, Apiaceae, Gentianaceae, *Potentilla*-type, *Juncus articulatus*-type en varens met monoleet psilate sporen komen ook in deze zone voor. De aanwezigheid van de mossen *Calliergonella cuspidata* (Gewoon puntmos), *Calliergon giganteum* (Reuzenpuntmos) en *Straminergon stramineum* (Sliertmos), die al begon in zone 4, wijst op relatief nutriëntrijk trilveen. Zeker de twee eerstgenoemde soorten doen vermoeden dat het trilveen nog relatief basenrijk was. De veenmossen die in zone 5 verschijnen behoren tot de sectie *Cuspidata*, waarschijnlijk *S. fallax* (Fraai veenmos), en de sectie *Acutifolia*, waarbij het hoogstwaarschijnlijk gaat om *Sphagnum subnitens* (Glanzend veenmos), een soort van licht basenrijke omstandigheden. *Sphagnum squarrosum* (Haakveenmos) werd in de monsters echter niet aangetroffen.



Figuur 2.10. Locale vegetatiesuccessie in Westbroekse Zodden - Deel 4 (met focus op zones 5, 6 en 7). Local vegetation succession Westbroekse Zodden - Part 4 (focus on zones 5, 6 and 7).

In Zone 6 (figuur 2.10; 13-8 cm diepte) zijn *Sphagna* dominant geworden. We zien een afname van *Calliergonella cuspidata*, terwijl *Sphagna* van de secties *Acutifolia* en *Cuspidata* (waarschijnlijk *S. fallax*, *Sphagnum palustre*), *Carex acuta*-type, en Type HdV-90, indicatoren zijn van ombrotrofie. Lokale condities zijn verzuurd. Het C-14 monster op 10 cm diepte werd gedateerd rond 2006.

In zone 7 (figuur 2.10; 8-0 cm diepte) zijn *Sphagnum palustre*, *Sphagnum* uit de sectie *Acutifolia*, *Drosera rotundifolia* of *D. anglica* (Ronde of Lange zonnedauw), *Polytrichum commune* (Gewoon haarmos) en *Assulina* sp. belangrijke lokale taxa geworden. Alle soorten wijzen op zure, oligotrofe omstandigheden, net zoals dat het geval is met de huidige vegetatie van de WB-locatie.

2.1.4 Discussie en conclusies

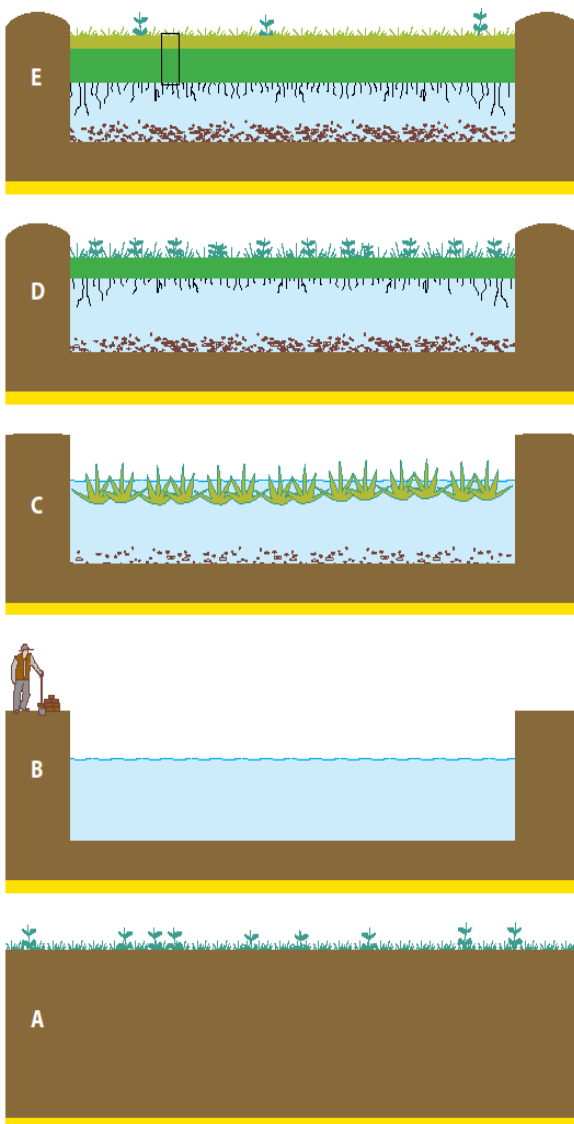
Verschillen in beschikbaarheid van nutriënten

De dubbele verlanding in WB, met de eerste vanaf de 16e/17e eeuw en de tweede na het maken van een nieuw petgat in de 20e eeuw was totaal onverwacht (Weijs, 2011). Het is daardoor moeilijk om de successies van ST en WB te vergelijken, maar een paar patronen kunnen worden geschetst (figuren 2.11 en 2.12).

De twee sites verschilden duidelijk in 1988 waar het ging om de beschikbaarheid van nutriënten gedurende de basenrijke trilveenstadia. Destijds waren de fosfaatconcentraties drie keer hoger in WB dan in ST (Kooijman, 1993a). Dit wordt ook weerspiegeld door de mosssoorten, die in het algemeen goede indicatoren zijn voor lokale condities (e.g. Sjörs, 1950; Proctor, 1982; Gorham *et al.*, 1987). Het voorkomen van *Scorpidium scorpioides*, *Campylium stellatum* en *Rhizomnium*

pseudopunctatum in ST wijst op basenrijke en voedselarme omstandigheden in het trilveen. In WB wijst het voorkomen van *Scorpidium scorpioides* in de 16e/17e eeuwse verlanding ook op nutriëntarmoede. Dat wordt nog eens bevestigd door het voorkomen van Characeae, die alleen gevonden werden in ST en in het 16e/17e eeuwse WB. Gedurende de 20e eeuwse verlanding in WB wijst het voorkomen van *Calliergon giganteum* en vooral van *Calliergonella cuspidata* echter op nutriëntrijke condities, vergeleken met de twee andere verlandingsseries (Kooijman, 1993b). In de 20e eeuw was WB waarschijnlijk te eutroof voor een dominantie van *S. scorpioides*, hoewel deze soort in 1988 met enkele exemplaren in het betreffende veen werd aangetroffen. Rood schorpioenmos was in de Westbroekse Zodden in de jaren 80 echter nergens een algemene soort en is maar op twee locaties met kleine populaties aangetroffen die allebei begin jaren 90 door Hakig veenmos zijn overwoekerd (Kooijman & Paulissen, 2006).

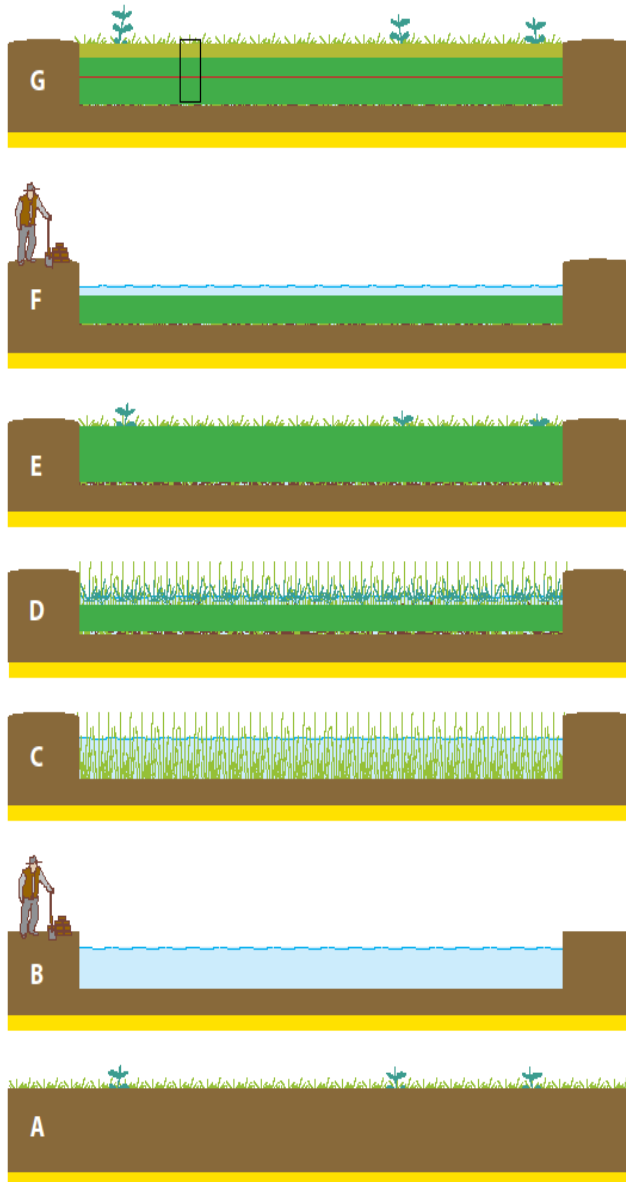
Stobbenribben



Figuur 2.11. Cartoon (dwarsdoorsnede) waarin het effect van veenwinning en de daarop volgende verlandingsstadia in Stobbenribben aanschouwelijk wordt gemaakt. A: voorafgaand aan veenwinning. B: na veenwinning aan het begin van de 20e eeuw. C: fase met dominantie van Krabbenscheer. D: verdere verlanding en vegetatiesuccessie. E: huidige situatie met dominantie van veenmos. Cartoon (cross section) showing effect of peat digging and successive stages of vegetation in Stobbenribben. A: before peat digging. B: after peat digging and dredging at the

beginning of the 20th century. C: stage with dominance of *Stratiotes*. D: further terrestrialisation during vegetation succession. E: present state with dominance of *Sphagnum*.

Westbroek



Figuur 2.12. Cartoon (dwarsdoorsnede) die de gevolgen van veenwinning en de daarop volgende successie in de Westbroekse Zodden laat zien. A: voorafgaand aan veenwinning. B: na 16e/17e eeuwse veenwinning. C: helofyten domineren de lokale vegetatie. D: helofyten en vele andere soorten dragen bij aan nieuwe veenvorming. E: situatie juist voor de tweede veenwinningfase. F: situatie na tweede veenwinningfase in het begin van de 20e eeuw. G: huidige situatie met dominantie van veenmos.

Cartoon (cross section) showing effect of peat digging and vegetation succession in Westbroekse Zodden. A: before peat digging. B: after peat digging around the 16th/17th century. C: helophytes dominate local vegetation. D: helophytes and a variety of species further contribute to the formation of peat. E: peat deposit before second phase of peat digging. F: situation after second phase of peat digging at the beginning of the 20th century. G: present state with dominance of *Sphagnum*.

Uit de soortensamenstelling van vaatplanten is de beschikbaarheid van nutriënten minder goed af te leiden. *Stratiotes aloides*, een aquatische soort van eutrofe omstandigheden (Smolders *et al.*, 2003), werd aangetroffen in ST maar niet in WB; zelfs niet in de 16e/17e eeuw en dat terwijl de soort tegenwoordig aanwezig is in het WB-gebied (Geurts, 2010). De 16e/17e eeuwse successie in WB was mogelijk te arm aan nutriënten voor *Stratiotes* (Smolders *et al.*, 2003). Aan de andere kant was deze drijvende macrofiet ook afwezig in de 20e eeuw, toen het petgat in verbinding stond met meer eutroof water in sloten en kanalen. De afwezigheid van *Stratiotes* zou te maken kunnen hebben met een kleinere petgatdiepte in WB dan in ST en dus niet zozeer met nutriëntenbeschikbaarheid. Speciaal in de 20e eeuwse successie lijken de lage aantallen algen erop te wijzen dat open water nog maar nauwelijks voorkwam en dat zich al snel een basenrijk trilveen ontwikkelde. Toch laten *Menyanthes trifoliata*, *Typha* spp. en Cladocera zien dat er enig open water aanwezig was. Een dichte vegetatie van *Equisetum fluviatile* en/of *Typha angustifolia* kan beperkend zijn geweest voor *Stratiotes* (de Vries, 1969). *Equisetum fluviatile* werd niet gevonden in ST, maar *Equisetum* was duidelijk aanwezig in beide WB successies, met een dominantie in de 16e/17e eeuwse successie. *Equisetum fluviatile* doet het goed in natte milieus die fosfaatarm en ijzerrijk zijn (Husby, 2013; Weeda *et al.*, 1985). ST wordt echter gevoed door calciumrijk oppervlaktewater en niet door ijzerrijk grondwater (van Wirdum, 1991; Koerselman, 1989) en dat kan aldaar de afwezigheid van de soort verklaren.

Verschillen in de nutriëntbeschikbaarheid tussen de twee bemonsterde locaties wordt - tot op zekere hoogte - gereflecteerd in de eindstadia van de successies. Op beide locaties is *Sphagnum palustre* een dominante soort. In ST gaat *S. palustre* echter vergezeld van *Myrica gale* en *Erica tetralix*, terwijl in WB de meer eutrofe soort *Polytrichum commune* een rol speelt. De dikte van de *Sphagnum*-veenlaag is vrijwel gelijk voor beide sites, met 20 cm in ST en 18 cm in WB. De *Sphagnum*-vegetatie groeide tot buiten het bereik van het grondwater uit het moeras en daarmee werd regenwater belangrijk en dat water is wat betreft pH en nutriënten op beide locaties van vergelijkbare kwaliteit.

Invloed van petgatdiepte op de structuur van de beginnende verlanding

Er zijn duidelijke verschillen geweest tussen ST en WB voor wat betreft de ontwikkeling van ondersteunende structuren in de eerste stadia van verlanding. Dat verschil was waarschijnlijk gerelateerd aan de diepte van het petgat. In het 285 cm diepe petgat van de ST ontwikkelde zich een drijvende wortelmat voorafgaand aan het basenrijke trilveenstadium. Na *Stratiotes aloides* kwam *Scorpidium scorpioides*. In de drijvende laag volgden na *S. aloides*, *Juncus subnodulosus*, *Typha latifolia*, *T. angustifolia*, *Phragmites australis*, *Menyanthes trifoliata* en *Thelypteris palustris*. Characeae en trilveenmossen als *S. scorpioides* konden zich vestigen op de gevormde mat. Dat mechanisme komt overeen met wat Verhoeven (1992) aangeeft: de drijvende mat ontwikkelt zich voordat de bruine mossen zich vestigen en deze mossen vullen de ruimte tussen het oppervlak van de mat en het wateroppervlak op. In het 16e/17e en 20e eeuwse WB, waar de zandige bodem nu op 140 cm diepte ligt, werd *Stratiotes aloides* niet aangetroffen. Daar werd structurele ondersteuning voor Characeae en *S. scorpioides* in eerste instantie (16e/17e eeuw) gegeven door *Equisetum fluviatile* en *Schoenoplectus lacustris* en in de 20e eeuw door soorten als *T. angustifolia*, *T. latifolia* en *Juncus subnodulosus*. Die soorten konden wortelen op de bodem van het petgat en met hun bovengrondse delen gaven ze steun aan de trilveenmossen. In beide verlandingsseries kon het basenrijke trilveen zich vroeg ontwikkelen met *Scorpidium scorpioides* (16e/17e eeuw WB), *Calliergon giganteum* en *Calliergonella cuspidata* (20e eeuw WB) reeds in semi-aquatische fasen. In ST was het petgat veel dieper (nu 285 cm) en waarschijnlijk te diep voor ondersteunende soorten. Het systeem in ST 'moest wachten' voordat zich een drijvende mat kon ontwikkelen die steun kon geven aan trilveenmossen zoals *S. scorpioides*. Het drijvende ondersteuningssysteem zoals waargenomen in ST past ook in de traditionele ideeën over verlanding (Verhoeven, 1992). Het supportstelsel in WB, met *Equisetum fluviatile* en *Typha angustifolia* is tot op zekere hoogte zoals dat beschreven werd door de Vries *et al.* (1969).

Duur van de ontwikkelingen

De petgaten van ST en WB werden aan het begin van de 20e eeuw gegraven, waarbij er op de locatie WB al eerder veenwinning had plaatsgevonden. In ST vestigde het basenrijke trilveen zich rond 1962-1963 en in WB waarschijnlijk kort na 1958. In 1988

bestond deze fase al enige tijd (Kooijman, 1993a). Voor beide verlandingen duurde het dus ca. 60 jaar voordat de soorten van het basenrijke trilveen zich gingen vestigen. In het 16e/17e eeuwse WB, was het trilveenstadium met *Scorpidium scorpioides* al aanwezig bij het begin van de verlanding in zone 2, maar de datering laat niet toe om van dat stadium de start en de duur van te bepalen. In het 16e/17e eeuwse WB werd *S. scorpioides* niet, zoals tegenwoordig, direct vervangen door *Sphagnum*, maar *Scorpidium* verdween na de locale vestiging van Cyperaceae. Destijds kan verdringing door vaatplanten en gebrek aan licht een rol hebben gespeeld, want er werd waarschijnlijk nog niet gemaaid. In de 20e eeuw werd het basenrijke trilveen in ST en WB wel vervangen door *Sphagnum*. Het duurde ca. 30 jaar voor *Sphagnum*-soorten de vegetatie gingen domineren.

De duur van het basenrijke trilveenstadium hangt sterk af van de locale hydrologie. In hydrologisch geïsoleerde venen waar alleen regenwater een rol speelt, kan de successie naar *Sphagnum*-gedomineerde vegetatie veel korter zijn dan 30 jaar (Koerselman *et al.*, 1990; van Diggelen *et al.*, 1996). In gevallen waar er basenrijk water binnen kan dringen in het systeem, zoals in ST in de buurt van een lokale sloot, kan de basenrijke trilveenvegetatie zich meer dan 50 jaar handhaven (Kooijman *et al.*, 2015). Hier wordt de vegetatie in de buurt van de sloot waarschijnlijk via inundaties voorzien van basenrijk water. Maar in het centrale deel van ST, waar wij onze veenkolom gestoken hebben, is basenrijk water alleen aanwezig onder de drijvende wortelmat (van Wirdum 1991). Deze mat is sinds 1962-1963 35 cm in dikte toegenomen en is nu (kwel ontbreekt) waarschijnlijk te dik om basenrijk water door te laten (Soudzilovskaia *et al.*, 2010). Er is slechts wegzijging van water naar de omliggende lager gelegen polders. In WB is de input van calcium- en ijzerrijk grondwater nog steeds aanzienlijk (Koerselman, 1989). Maar ook daar is de veenlaag dikker geworden; 23 cm dikker dan in 1958. De successie naar soortenarme *Sphagnum*-vegetatie verloopt sneller onder voedselrijke omstandigheden dan onder voedselarme condities (Kooijman, 1993). Eutrofe *Sphagnum*-soorten, zoals *S. squarrosum*, zijn groter en hebben meer verzuringspotentieel dan mesotrofe soorten en ze zijn tolerant ten aanzien van basenrijke condities als er veel nutriënten beschikbaar zijn (Kooijman & Paulissen, 2006). Eutrofe trilveensoorten, zoals *Calliergonella cuspidata*, zijn minder tolerant voor verzuring dan de mesotrofe *S. scorpioides*. In eutrofe trilvenen, zoals WB, worden de trilveenmossen snel door *Sphagnum* vervangen zonder dat daar grote hydrologische veranderingen voor nodig zijn.

Conclusies en implicaties voor het beheer

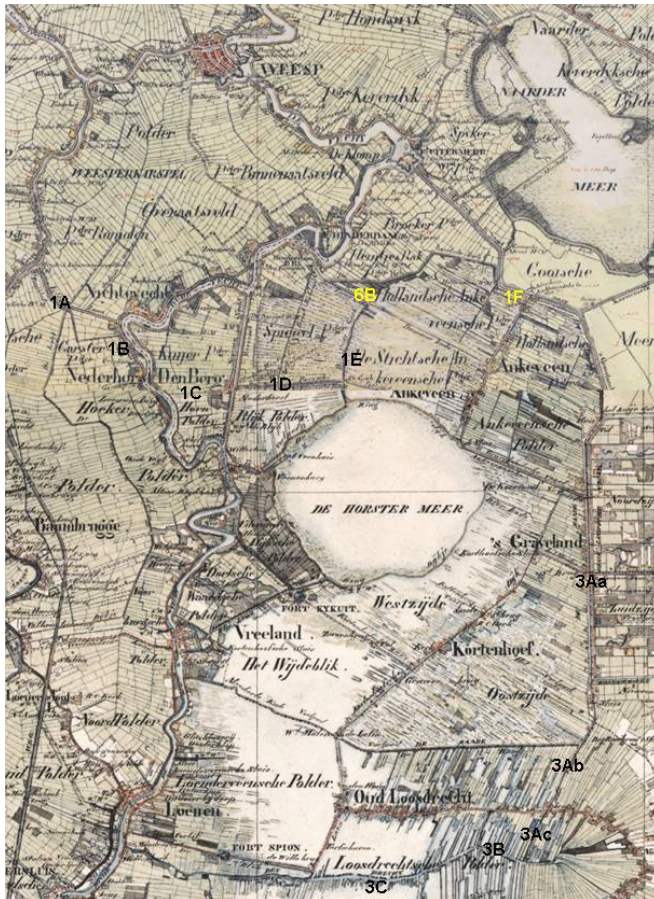
De beschikbaarheid van nutriënten verschilde duidelijk tussen ST en WB in de basenrijke trilvenen rond 1988, maar de verschillen waren relatief klein in de voorafgaande aquatische en de latere veenmosfase. Vroege aquatische stadia hangen wat betreft de soortensamenstelling meer af van de diepte van het petgat dan van de beschikbaarheid van nutriënten, en late *Sphagnum*-fasen in de successie worden onafhankelijk van nutriënten in oppervlakte- en/of grondwater. Uit de datering van ST en het 20e eeuwse WB blijkt dat het ca. 60 jaar duurde voordat het basenrijke trilveen zich vestigde. Ook duurde die fase op beide monsterlocaties maar ca. 30 jaar, terwijl de hydrologische uitgangskondities toch vrij gunstig waren. In Westbroek is het basenrijke trilveen onder de eutrofe condities van 1988 in korte tijd overwoekerd door Hakig veenmos, ondanks de nog aanwezige kwel van grondwater (Kooijman & Paulissen, 2006). In de Stobbenribben was de voedselrijkdom te beperkt voor woekerende veenmossen, maar daar is het basenrijke trilveen verdwenen door veroudering en verdikking van de kragge, waardoor het onder de kragge aanwezige basenrijke water niet meer aan de oppervlakte van het trilveen kon komen (Kooijman *et al.*, 2015). Er zijn in de Stobbenribben nog steeds basenrijke trilvenen aanwezig, maar deze liggen vooral langs de sloot en ze worden waarschijnlijk van tijd tot tijd overstroomd met basenrijk water. Dit betekent dat men bij het graven van nieuwe petgaten moet beseffen dat het lang duurt voordat basenrijk trilveen zich vestigt en als de aanvoer van basenrijk en voedselarm water niet voldoende is dan zal het trilveenstadium ook weer snel voorbij zijn.

2.2 Verlandingsvegetaties in de Oostelijke Vechtplassen in de 20^e eeuw

Deze paragraaf gaat in op de vraag welke vegetatiekundige ontwikkeling in de decennia voorafgaand aan de grootschalige watervervuiling de verlanding tot kraggen markeerde. Door middel van literatuuronderzoek is getracht niet alleen van de periode tussen 1920 en 1960 een beeld te krijgen, maar ook van de kennis over verlandingsvegetaties daarvoor en daarna. Vanwege het achterblijven van verlanding in de Oostelijke Vechtplassen ten opzichte van andere laagveengebieden, beperkt deze paragraaf zich tot de Oostelijke Vechtplassen. Tot in de jaren '60 waren zeer diverse jonge verlandingsvegetaties aanwezig: van mesotrofe vegetaties met Waterdrieblad tot eutrofe vegetaties met Krabbenscheer, Slangenwortel en zelfs Grote lisdodde. In het gebied waren zeer goed ontwikkelde trilvenen aanwezig, met onder andere Rood schorpioenmos, Groenknolorchis en Veenmosorchis. De open wateren waren bedekt met ondergedoken waterplanten, zoals Fonteinkruiden en Kranswieren. Vanaf de jaren '60 ging door eutrofiëring door inlaat van vervuild water en door de landbouw de botanische rijkdom sterk achteruit; als eerste in gebieden waar veel water werd ingelaten. Bij het graven van nieuwe petgaten vanaf de jaren '90 vestigden zich al snel soorten van jonge verlanding en ondergedoken waterplanten, maar deze verdwenen deels weer. Met name Krabbenscheer kende nog recent een sterke achteruitgang.

2.2.1 Watervegetaties en verlanding in de Vechtplassen 1895-1925

Om een indruk te krijgen van het aanzien van water- en verlandingsvegetaties in de Vechtplassen in het begin van de twintigste eeuw zijn alle vermeldingen, aangetroffen in het tijdschrift *De Levende Natuur*, jaargang 1-25, en de *Verkade-albums 'De Vecht'* en *'Het Naardermeer'* (deze laatste zonder concrete resultaten) samengevat. Geselecteerd zijn de waarnemingen die (1) een redelijk exacte plaatslocatie bevatten (2) een aanduiding van de hoeveelheid planten en/of dominantie van de betreffende soort geven. Uit alle bronnen wordt duidelijk dat soorten als riet, 'lisdodde', wilgenroosje, 'egelskop' en gele lis alomtegenwoordig waren; omdat de schrijvers de aanwezigheid van deze soorten slechts aangaven in algemene termen (zonder locatie, hoeveelheid of dominantie) zijn deze opgaven weggelaten. Maar het leidt geen twijfel dat deze eutrafente soorten, samen met waterlelies, gele plompen en mattenbies, ook in deze tijd al zeer algemeen waren in en langs de wateren van de Vechtstreek (zie bijvoorbeeld referentie nummer 3). Men was natuurlijk vooral in de bijzondere soorten geïnteresseerd. Zo trokken juist aandacht: Krabbenscheer, Waterviolier (*Hottonia palustris*), Slangenwortel (gezocht om thuis te kweken) en Blaasjeskruid (*Utricularia spec.*).



Figuur 2.13. Topografische militaire kaart 1848, met de in de tekst aangegeven locaties. Topographical military map dating from 1848, indicating the locations from the text.

Onderstaande referenties zijn genummerd en verwijzen naar figuur 2.13; de plaatsbeschrijvingen zijn gecheckt aan de hand van de Topografische Militaire kaarten (Abcoude, 1910, Ankeveen, 1911).

1. Een wandeling van Abcoude via Nigtevecht naar Ankeveen (Thijsse, 1896)

- A. Sloot langs de Velderslaan (van Gein tot fort Nigtevecht). Waterviolier, enorm veel;
- B. Tussen Merwedekanaal en Vecht, bij fort Nigtevecht. Holpijp, heel hoog, in de sloten die uitkomen op de straatweg langs de Vecht
- C. Torenstraat (Nederhorst). sloten vol Holpijp.
- D. Ankeveense Vaart (nu Spiegelplas). eerst (vanaf de Vecht): Waterlelie of Gele plomp, Kalmoes; verder richting Ankeveen: weldra honderden bloeistengels Waterdrieblad;
- E. Oude Gogh: in sloot: Waterdrieblad; in poel met riet: Slangenwortel; open plekken tussen het riet: duizenden exemplaren Waterdrieblad en (waarschijnlijk Kleine) valeriaan;
- F. Ankeveen, bij brug aan (tegenwoordige) weg naar Weesp: in de sloten: duizenden exemplaren Waterviolier en langs de slootkanten duizenden exemplaren Waterdrieblad.

2. Kortenhoefse Plassen (Anonymus, 1902)

Foto van Slangenwortel (dit was een veelgezochte, toen mogelijk vrij onbekende plant).

3. Roeitocht van 's Graveland via de Drecht naar de Loosdrechtse Plassen (Bueno de Mesquita, 1904).

- A. 's Gravelandse Vaart. a-b-c: Gradiënt van bewoond naar onbewoond.
 - a. In het dorp zelf: veel Gele plomp en 'Fonteinkruiden' (lastig roeien);

- b. Ten zuiden van 's Graveland: , Gele plomp, Watergentiaan, Azolla; langs de oevers: Zwanebloem, Moerasvaren, 'Lisdodde', Riet, Pijlkruid, Gele Iis, 'Egelskop', Moerasvergeet-me-nietje;
- c. Tussen de Oud Loosdrechtse Dijk en de Drecht: water bedekt met Watergentiaan, Azolla en Krabbenscheer (belemmert het roeien);
- B. Drecht Waterlelies. Langs de oevers (dit was een dijk waarop petgaten en legakkers uitkwamen) : 'Lisdodde', Riet, Grote boterbloem, Waternavel, Waterscheerling, Moerasspirea, Gewone wederik, Harig wilgenroosje;
- C. Loosdrechtse Plassen Water: velden Mattenbies, Veenwortel, 'Fonteinkruid'. Eiland (restant legakker?) Omzoomd door: oude Elzen, Hop, Bitterzoet, Haagwinde, Kattenstaart, Gewone wederik, 'Lisdodden'. Centraal deel is een open plek met: Moerasvaren, Wateraardbei, Watermunt, Moeraskartelblad, Grote boterbloem, Restanten legakker: Elzen, Brandnetel, Knopig helmkruid.

4. Fort Ruigenhoek (Anonymus, 1907)

Sloten direct grenzend aan het fort in ZW en NO: vol met Wateraardbei en Waterdriblad, en verder Grote boterbloem, Breedbladige orchis en Veenpluis. Niet op kaart, ten Westen van Groenekan, coördinaten 137250/460100

5. Naardermeer (Thijsse, 1920)

- A. Het meer is in 1884 drooggemalen, de ondiep gelegen rietzodden zijn geploegd en bezaaid; in 1886 is de bemaling gestopt en kwam het meer weer onder water. Thijsse beschrijft de situatie 25 jaar later en vergelijkt die met de toestand van vóór 1884. Veel was ondiep en al gauw werd daar weer riet gemaaid (zie kaartje bij 5). Bodembegroeiing van de meren bestaat in 1925 uit nagenoeg ononderbroken tapijten van Bronmos, 'Waterpest', Kranswieren en 'Nimfkruid', met als bijzonderheid Waterviolier. De sloten stonden vroeger helemaal vol met Waterviolier, nu (1925) gevuld met Krabbescheer (opmerking: die vroegere sloten waren die van de eerste drooglegging uit 1629);
- B. Oeverbegroeiing. Sterke groei van Moerasvaren (tot 1 m hoog), met lange wortelstokken het water in, oeveraanwas veroorzakend. Thijsse noemt deze soort een der hoofdfiguren van het meer;
- C. Verbossing: in de botanische reservaten wordt sinds 1906 geen riet meer gesneden. Effecten zijn in 1921 duidelijk te zien overal jonge elzen, berken lijsterbes en ook Aronia (appelbes); in dat bosgebied heel veel Haarmos, en ook Veenmos; op één plek is dopheide verschenen. Koningsvaren toegenomen (tussen Westtocht en Ringdijk). Op Siepeltjeskade toename van Lissen en Valeriaan, Rondbladig wintergroen verdrongen.

5. Naardermeer (Thijsse, 1922)

Dit artikel bevat een kaart waarin onderscheiden worden: open water, begaanbaar rietland (jaarlijks gemaaid, en met bomen) en onbegaanbaar rietland

A. water van alle grote plassen begroeid met: Bronmos, 'Kranswier', 'Nimfkruid', 'Waterpest', slierten Hoornblad, diverse Fonteinkruiden, 'Vederkruid'. Drijvend veenwortel, velden Watergentiaan, en (witte?) Waterlelies (Gele plomp werd soms gele waterlelie genoemd, maar waarschijnlijk niet door Thijsse), dicht gedrang van Krabbescheer (overal in het Naardermeer te vinden), verder 'Blaasjeskruid'. In de diepe tochten: Waterviolier, 'Waterranonkel'.

6. De Vecht (Thijssse, 1915)

A. p. 64 vergelijkbaar met locatie nr 1. Tussen Gein (de Vink) en Nigtevegt: Waterviolieren in de sloten, "deze zullen ons (op de wandeling) blijven begeleiden tot in Bussum toe";

B. p. 67 Hollands Ankeveen, uiterste westpunt, ten N van Jan Toonekade (Dammerkade);

verlandende trekpaten. De vervening hiervan vond plaats tussen 1775 en 1830, ze waren dus ca 100 jaar oud, en nog niet geheel verland. Oevers: Riet, Lisdodden, Egelskop en Wilgenroosjes, en hier en daar Waterdrieblad (viel op door bloei). Ook elzenbossen en rietvelden;

C. a. p.68 Hollands Ankeveen: direct ten O van Oude Googh. Hier is bos opgegroeid (leeftijd petgaten ca 100 jaar), bestaande uit Els, Lijsterbes, Gelderse roos, Vogelkers, Meidoorn, Eik en Beuk. De legakkers zijn goed begaanbaar, maar op de kraggen moet je oppassen;

b. Ten oosten van deze verlanding: plassen met waterlelies;

c. In de buurt van de Googh wordt de verlandingsvolgorde gespecificeerd:

- diep water met Waterlelies en Fonteinkruiden;
- rustiger en ondieper: bevoerd met Krabbenscheer;
- buitenste oevers: Lisdodde, Egelskop, ook velden met Holpijp;
- Riet, met Waterdrieblad en Moerasvaren, ook Slangenwortel.

2.2.2 Verlandingsvegetaties in de Vechtstreek tussen 1925 en 1960

Het belangrijkste werk over de vegetatie van de Vechtstreek is de uitgebreide studie van Meijer & De Wit (redactie) (1955) van de Kortenhoefse Plassen (welbekend als "Het Kortenhoefboek", uitgegeven door de Stichting Commissie voor de Vecht en het Oostelijk en Westelijk Plassengebied. Dit is de eerste wetenschappelijke inventarisatie van de vegetatie in deze omgeving. Hoewel de studie alleen de 'Kortenhoefse Plassen' ('Oostzijde' (Achter de Kerk), Het Hol, Wijde Blik, en 'Westzijde') beslaat, geeft het toch een goed tijdsbeeld van de kwaliteit van de begroeiingen in deze periode. Westhoff *et al.* (1971) geven een korte beschrijving van de Molenpolder in de jaren '50.

In Het Hol was een diversiteit aan verlandingsvegetaties te vinden: bij de ingang aan het Moleneind groeide eutrofe vegetaties van Riet met Moerasvaren. Dieper het gebied in vielen Galigaanbegroeiingen op. Waterdrieblad was een veelgevonde verlander, die vanaf verdronken legakkers het water in groeide. Van het Witte Water beschreven Meijer & De Wit (1955) kwelverschijnselen en een dichte begroeiing met Krabbenscheer, met aan de randen Galigaan (*Cladium mariscus*), Mattenbies (*Schoenoplectus lacustris*) en Holpijp. In Het Hol troffen zij 'overal' trilveentjes aan, met onder andere Draadzegge (*Carex lasiocarpa*) en op sommige plekken Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), Veenmosorchis (*Hammarbya paludosa*) en Groenknolorchis.

In het gebied 'Achter de Kerk' troffen zij, naast veel moerasbos, ook een grote plas met een dichte Krabbenscheerbegroeiing, en tussen de legakkers drijftillen met Waterscheerling, Hoge cyperzegge (*C. pseudocyperus*), Moeraszegge, Moerasvaren, Holpijp en Paddenrus (*Juncus subnodulus*). Elders vonden zij verlandingsvegetaties van Moeraszegge (*C. acutiformis*) met Paddenrus, die overgingen in trilveenachtige begroeiingen met Ronde zegge (*Carex diandra*), Groenknolorchis en Veenmosorchis, en trilvenen met Moerasvaren, Waterdrieblad, Wateraardbei en Ronde zegge. Er waren ook eutrofe verlandingsvegetaties met Grote lisdodde en Grote boterbloem.

In de plassen aan de 'Westzijde' beschreven zij kraggevorming door Krabbenscheer, vaak met wortelstokken van Waterscheerling, Gele plomp of Kleine lisdodde. Specifiek werd ook een bijzondere vegetatie aan de noordoever van het Wijde Gat beschreven; een Galigaanveld met daarachter een trilveen met onder andere Moerasvaren, Ronde zegge, Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) en veel exemplaren Groenknolorchis. Het grootste deel van de verlandingsvegetaties betroffen echter Moerasvarenbegroeiingen met overgangen naar Moeraspireabegroeiingen en Veenmosverlandingen met Zompzegge (*Carex curta*).

In het algemeen kon Het Hol toentertijd als mesotroof gekarakteriseerd worden, en de overige delen van de Kortenhoefse Plassen als eutroof. De Oostzijde en de Westzijde stonden in open verbinding met het Hilversums Kanaal, waarop de industrie van 's-Gravenland loosde, terwijl Het Hol hiervan afgeschermd was (Meijer & De Wit, 1955). Lokaal werden ook hypertrafente soorten aangetroffen: Kroosvegetaties en vegetaties met Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) en Doorgroeid fonteinkruid (*Potamogeton perfoliatus*) kwamen voornamelijk voor rondom de bebouwing van het dorp Kortenhoef en langs het Moleneind.

In Het Hol zien Meijer & De Wit (1955) vooral vrij losse begroeiingen van Snavelzegge (*Carex rostrata*), Holpijp, Galigaan, Riet en Mattenbies overgaan in trilvenen met Schorpioenmossen (*Scorpidium sp.*) in de moslaag en Ronde zegge in de kruidlaag. Dit is minder het geval met Waterscheerlingdrijftillen en vegetaties van Moeraszegge, Oeverzegge (*Carex riparia*), Pluimzegge (*Carex paniculata*) en Moerasvaren.

In de Molenpolder kwamen Krabbenscheer, Galigaan en Draadzegge vegetatievormend voor en in de Molenpolder werden eveneens trilvenen met Ronde zegge, Draadzegge, Groenknolorchis en Veenmosorchis aangetroffen (Westhoff *et al.*, 1971).

2.2.3 Verlandingsvegetaties in de Vechtstreek vanaf 1960

In Wilde Planten (1971) maken Westhoff *et al.* reeds melding van een sterke achteruitgang in de vegetatie van een deel van de gebieden van de Oostelijke Vechtplassen. Bij Oud- en Nieuw-Loosdrecht zijn door aanleg van illegale recreatieplekken onder andere vegetaties met Krabbenscheer en Slangenwortel verloren gegaan, maar bij de Vuntus en in het Weerslootgebied kwamen nog zowel vrij voedselrijke als mesotrofe verlandingsreeksen voor.

De uitgestrekte velden Kranswieren en Fonteinkruiden die op de zandbodem van de Loosdrechtse Plassen voorkwamen, waren verdwenen (Leentvaar & Mörzer Bruyns, 1962). In de Molenpolder waren Liesgras (*Glyceria maxima*), Bultkroos (*Lemna gibba*) en Gedoornde hoornblad, eutrofiëringsindicatoren, sterk toegenomen, terwijl soorten van goed ontwikkelde trilvenen al zijn verdwenen (Westhoff *et al.*, 1971). De vegetaties in de Tienhovense Plassen, de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven en Het Hol waren echter nog goed bewaard gebleven. In de Oostelijke Binnenpolder groeien onder andere Kleinste Egelskop (*Sparganium minimum*), Drijvende waterweegbree en Naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) onder mesotrofe omstandigheden op de zandbodem. Krabbenscheer kwam hier ook voor, maar door deze omstandigheden het gehele jaar onder water, geworteld in de sapropeliumlaag. In Het Hol kwam Krabbenscheer echter juist wel voor in drijvende maten, en ook zich daaruit ontwikkelende drijftillen. Westhoff *et al.* noemen echter in Het Hol met name de vrij open Draadzeggebegroeiingen met daarin Waterdrieblad, Holpijp en Paddenrus, en de Galigaanvelden als beginstadium voor goed ontwikkeld trilveen. Op plekken waar zich nog een onverveende laag op de zandbodem bevond, ontstonden jonge verlandingsstadia met Paddenrus en Waterdrieblad. Ook noemenswaardig waren de aquatische vegetaties met Kleinste egelskop, Vlottende bies (*Eleogiton fluitans*), en ook de uitgestrekte velden met Waterviolier (*Hottonia palustris*). Westhoff *et al.* (1971) geven echter aan dat –mogelijk door watervervuiling en vermindering van kwel uit het Gooi-, in de trilvenen in Het Hol Groenknolorchis en Rood schorpioenmos sterk achteruit zijn gegaan. Daarnaast zijn de twee mooiste trilvenen die beschreven werden door Meijer & De Wit (1955) in bos veranderd, omdat er niet beheerd kon worden (Westhoff *et al.*, 1971). Buiten Het Hol in de polder Kortenhoef was Krabbenscheer al sterk achteruitgegaan. Als oorzaken voor de botanische achteruitgang die Westhoff *et al.* begin jaren '70 in de Oostelijke Vechtplassen constateerden, wordt met name de inlaat van eutroof Vechtwater genoemd, naast de toegenomen recreatiedruk, het ontbreken van riolering, het wegvallen van de kweldruk, en in de Molenpolder ook het doorbreken van legakkers vanwege de ruilverkaveling, waardoor ook voorheen geïsoleerde petgaten in contact kwamen met het inlaatwater.

In de periode tussen 1937 en 1989 veranderde de vegetatie van de petgaten van de Westbroekse Zodden sterk: aquatische en semi-aquatische vegetaties namen af (van 45 ha in 1937 naar 5 ha in 1989, respectievelijk van 17 ha naar 4 ha), terwijl

broekbossen sterk toenamen (van 1 ha naar 42 ha). Op grond van een vergelijking van luchtfoto's uit verschillende jaren lijkt de trilveenbedekking in deze periode zijn hoogtepunt te kennen in de jaren '50 en '60 (Bakker *et al.*, 1994). Op het eerste gezicht lijkt het misschien vreemd dat zich juist de afgelopen 60 jaar een sterke verandering heeft voltrokken van open water richting moerasbos, terwijl de petgaten in Westbroek al veel langer aanwezig waren, maar Bakker *et al.* (1994) geven wel een deel van de verklaring hiervoor: tot eind jaren '60 werden waterplanten in Westbroek op grote schaal geoogst door boeren als meststof. Sinds de introductie van kunstmest was dat niet meer nodig en konden open wateren verlanden. Vanwege de veroudering van de kragges in Westbroekse Zodden werden in het begin van de jaren '90 petgaten opnieuw uitgegraven. Daartoe werden eerst de bomen verwijderd, waarna de petgaten machinaal werden uitgegraven tot een diepte van 1 tot 2 meter (Beltman *et al.*, 1996). In een groot deel van de petgaten vestigden zich binnen 1 à 3 jaar al Kranswieren en Fonteinkruiden. Aan soorten die de jonge verlanding op gang kunnen brengen, waren binnen deze periode al Holpijp (9 van de 14 petgaten), Kleine lisdodde (8 petgaten), Riet (6 petgaten) Slangenwortel (5 petgaten), Waterdrieblad (2 petgaten), Wateraardbei (1 petgat) en Grote boterbloem (1 petgat) aanwezig (Beltman *et al.*, 1996). In het overzicht van Beltman *et al.* ontbreekt Krabbenscheer in de petgaten. Na circa 10-15 jaar waren er echter nieuwgegraven petgaten waarin Krabbenscheer abundant voorkwam (med. SBB aan J. Geurts). Mogelijk heeft de soort zich vanuit bestaande sloten goed kunnen verspreiden. De afgelopen 10 jaar is Krabbenscheer echter uit een groot deel van de petgaten van de Westbroekse Zodden verdwenen en vormt hij geen aaneengesloten matten meer. Alleen in een aantal sloten komt de soort nog veelvuldig voor.

Tussen 1944 en 1993 nam het aandeel semi-aquatische vegetatie in Het Hol met 50% af, terwijl het eindstadium van de successie –Elzenbossen- toenamen. Ook werd in die periode een verschuiving geconstateerd van de mesotrofe trilveensuccessieserie (met als voorlopers vegetaties met Holpijp en Snavelzegge en Veenmosrietlanden als opvolgend successiestadium) richting meer eutrofe verlanding met Riet (Van Belle *et al.*, 2006). Het Hol was altijd een plek waar Krabbenscheer uitbundig groeide –in 1993 zelfs meer dan in 1943 (Van Belle *et al.*, 2006)- ook toen de soort vanaf de jaren '70 in veel gebieden achteruitging. Rond 2005 werd echter een plotselinge achteruitgang van Krabbenscheer in Het Hol geconstateerd (figuur 2.14). Krabbenscheer verdween grotendeels en nog aanwezige Krabbenscheer kwam niet meer geheel bovendrijven. In de periode tussen 1993 en 2005 verdween eveneens een aantal soorten Fonteinkruiden en nam Waterviolier af. Wel werd juist een toename van Waterdrieblad geconstateerd (Loeb *et al.*, 2010).



Figuur 2.14. Krabbenscheer in Het Hol op 22-7-2003 (links) en dezelfde locatie op 1-7-2005 (rechts). Foto's: Jeroen Geurts. *Stratiotes aloides* in Het Hol, July 22, 2003 (left) and the same location at the first of July, 2005.

2.2.4 Conclusies

Vegetatiebeschrijvingen van vóór 1950 zijn vooral anekdotisch, maar hieruit blijkt wel al de botanische verscheidenheid van het gebied, inclusief zowel mesotrafente als eutrafente soorten. De eerste kennis lijkt te zijn opgedaan bij wandelingen langs

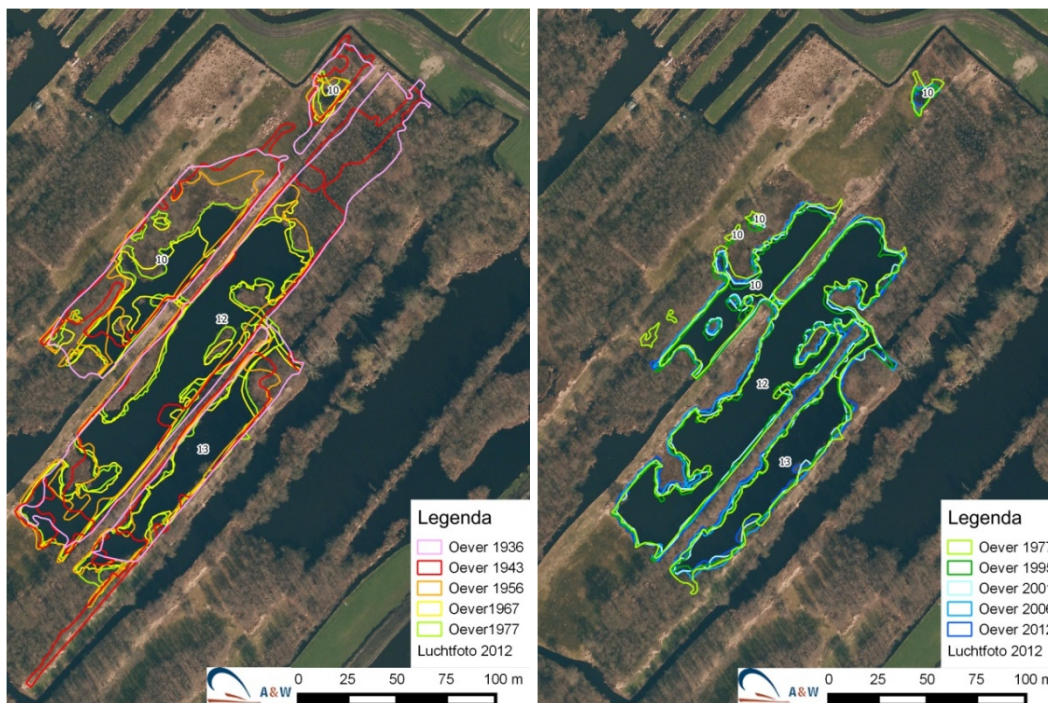
bestaande kaden en zuwen, en roeitochtjes. De jonge trilvenen werden pas later op hun (botanische en vegetatiekundige) waarde geschat, toen men, vanaf ca. 1935, (met rubberlaarzen) dieper in de moerassen binnendrong. Het eerste wat opvalt is de toenmalige botanische rijkdom van de sloten in de Noordelijke Vechtstreek. Met name de Waterviolier, doorgaans als een kwelindicator beschouwd, lijkt overal aanwezig en aspectbepalend, maar ook Holpijp (*Equisetum palustre*), niet alleen rond Ankeveen en het Naardermeer, maar ook ten westen van het Amsterdam-Rijnkanaal, bij Abcoude en Nigtevecht. Ten oosten van de Vecht werden op veel plaatsen geweldige hoeveelheden Waterdrieblad gezien. Ten westen van de plassen wordt Waterviolier tegenwoordig vrijwel niet meer gevonden. De kwelinvloed was in het begin van de twintigste eeuw waarschijnlijk groter dan nu en reikte veel verder westwaarts. Ten tweede lijkt het erop, dat de Ankeveense en Loosdrechtse Plassen en het Naardermeer een goed ontwikkelde submerse vegetatie hadden (de bodem van de Loosdrechtse Plassen was nog in 1942 volledig begroeid met Kranswier) terwijl daarnaast veel soorten waterplanten van een (zwak) eutroof milieu voorkwamen (Krabbenscheer, Bronmos (*Fontinalis antipyretica*), Waterlelie (*Nymphaea alba*), Gele plomp en Veenwortel). Tegenwoordig is in het Naardermeer (sinds de defosfatering) de diversiteit van de waterflora weer toegenomen; de Ankeveense en Kortenhoefse Plassen hebben vrij weinig submerse flora maar wel veel waterlelievelden; in de Loosdrechtse Plassen vinden we nu vrijwel geen submerse flora meer en sporadisch drijfplanten. De derde conclusie die getrokken kan worden uit de literatuur van het begin van de 20^e eeuw is dat in de Ankeveense Plassen en het Naardermeer Riet, Kleine lisdodde, Grote egelskop (*Sparganium erectum*) en Moerasvaren de dominante soorten uit de oeverzone waren, net als nu, maar er was toen echter wel sprake van grote velden Krabbenscheer langs de oevers. Deze soorten vinden we ook in de deels verlandende petgaten van Hollands Ankeveen. Op specifieke locaties worden waterdrieblad en velden met Holpijp gezien. Voor Hollands Ankeveen wordt ook een zoneringsaangegeven. Daaruit zou geconcludeerd kunnen worden dat Riet, Kleine lisdodde, Waterdrieblad, Moerasvaren, en ook Slangenwortel zich vanaf de oevers uitbreiden in luw water met Krabbenscheer.

Uit de beschrijvingen vanaf de jaren '50 komt een duidelijker beeld naar voren: de Oostelijke Vechtplassen waren een botanische parel, met veelvuldig voorkomen van verschillende typen jonge verlandingen (o.a. Krabbenscheer, Galigaan, Paddenrus, Holpijp, Waterscheerling, Grote boterbloem, Waterdrieblad, Mattenbies, Moerasvaren, Kleine en Grote lisdodde, Riet, Snavelzegge) en goed ontwikkelde trilvenen met o.a. Ronde zegge, Rood schorpioenmos (*Scorpidium scorpioides*), Groenknolorchis en Veenmosorchis. Hypertrafente soorten kwamen onder invloed van vervuiling al wel voor, maar hadden zich nog niet sterk verspreid. In de decennia daarna nam in de meeste gebiedsdelen de botanische rijkdom af. De belangrijkste oorzaken hiervan waren het op grote schaal inlaten van vervuild Vechtwater en de bemesting door de landbouw in de gebieden zelf. De gebieden die het laatst achteruitgingen, waren in het algemeen de gebieden die minder inlaat van gebiedsvreemd water kenden, zoals Het Hol en de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, terwijl gebieden met veel waterinlaat zoals de Molenpolder (Wassen, 1989; Koerselman, 1991) al eerder in kwaliteit achteruitgingen. Parallel aan de toegenomen watervervuiling liep ook een afname van de beheerintensiteit, doordat onder andere maaien, houtkap en het oogsten van waterplanten niet meer economisch rendabel waren. Hierdoor waren in de jaren '80 en '90 veel voormalige petgaten begroeid met moerasbos. De achteruitgang van bijvoorbeeld Krabbenscheer heeft zich, ondanks waterkwaliteitsverbeteringen in een deel van de gebieden de laatste decennia nog voortgezet.

2.3 Historische luchtfotostudie

In dit onderzoek is aan de hand van historische luchtfoto's gereconstrueerd hoe snel petgaten in de Molenpolder, Tienhoven en Het Hol zijn dichtgegroeid in de periode tussen 1936 en 2012. Naast deze reconstructie van de langere termijn, is in de Westbroekse Zodden onderzocht of de petgaten die daar zijn gegraven in de jaren '90 sindsdien zijn verland. Details van deze studie zijn beschreven in een aparte rapportage (van Belle *et al.*, 2015); in dit oeverkoepelende rapport worden alleen de hoofdlijnen beschreven.

De reconstructie is uitgevoerd door per historische luchtfoto de grens de tussen water en land in te tekenen, zodat een tijdreeks ontstaat van de ontwikkeling van het oppervlakte water. Van 1936 tot en met 1995 zit steeds een periode van ongeveer 10 jaar tussen de gebruikte luchtfoto's. Daarna zijn luchtfoto's gebruikt uit 2001, 2006 en 2012. Het resultaat is geïllustreerd in figuur 2.15, waar voor een aantal petgaten in de Molenpolder oeverlijnen uit verschillende jaren zijn geprojecteerd op de luchtfoto uit 2012.



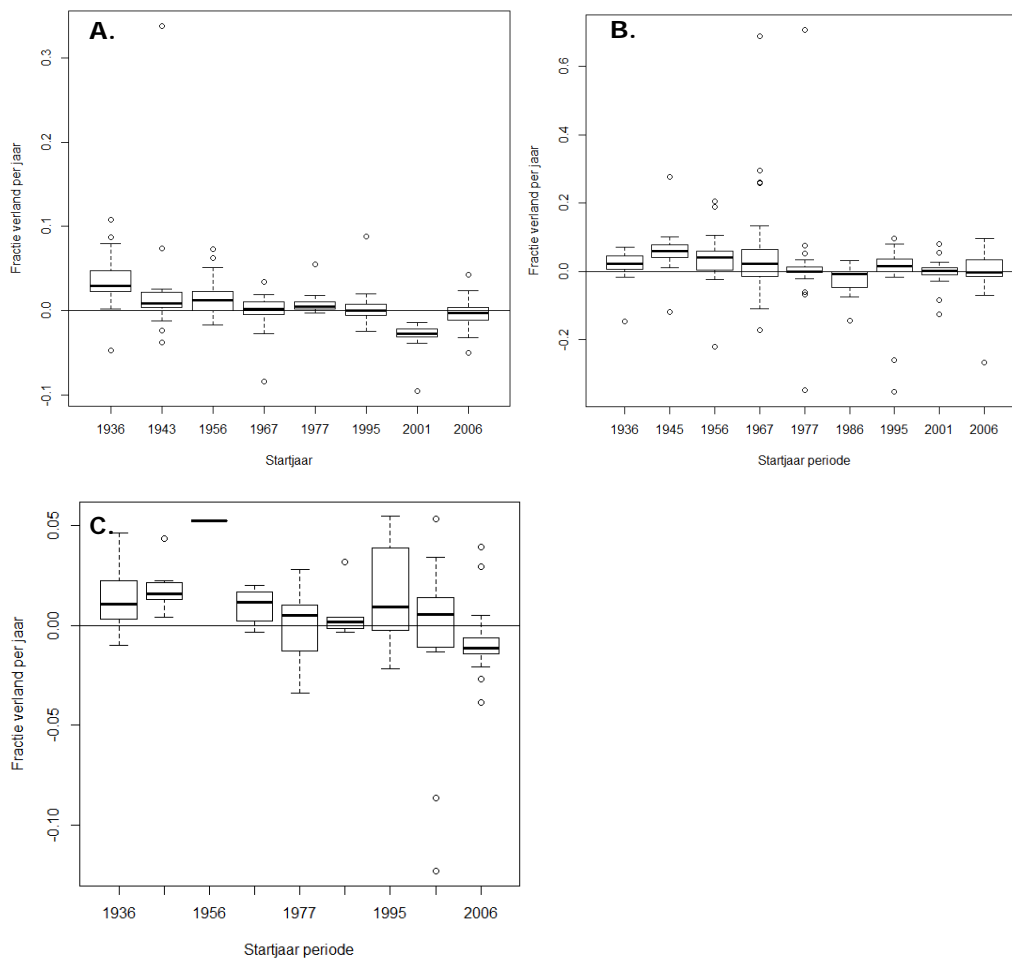
Figuur 2.15. Verlanding in petgat 10, 12 en 13 van de Molenpolder. De oeverlijnen voor de verschillende jaren zijn geprojecteerd op de luchtfoto uit 2012. Merk op dat tussen 1936 en 1943 een stuk is uitgegraven in het zuiden van petgat 13. Dit was in 1956 al weer dichtgegroeid. Verder verliep de verlanding in het begin van de onderzochte periode in grote stappen, terwijl ze later nog maar langzaam voortschrijdt. Terrestrialisation in turf ponds 10, 12 and 13 in the Molenpolder area. Shore lines for different years are projected on an aerial photograph of 2012. Note that between 1936 and 1943 a new turf pond was excavated to the south of turf pond 13. In 1956 the new pond was completely filled in. Generally, terrestrialisation progressed with large strides early in the period studied, later it slowed down considerably.

“Verlanding” is in deze studie op twee manieren gekwantificeerd, namelijk als de fractie van het water dat jaarlijks in land is veranderd, en als het aantal meters dat de oeverlijn jaarlijks is opgeschoven. Beide aspecten van verlanding zijn steeds bepaald per periode tussen 2 luchtfoto's, dus meestal over een periode van ca. 10 jaar en vanaf 1995 meestal over ca. 5 jaar. De fractie van het water dat jaarlijks verlandt is bepaald voor ca. 25 petgaten per deelgebied. De verschuiving van de oeverlijn is voor ieder deelgebied bepaald in vijf van de sterkst verlandende petgaten. Dit resulteert in

een absolute maat van de snelheid waarmee een petgat kan dichtgroeien onder kennelijk gunstige omstandigheden, en hoe dit is veranderd in de loop der tijd.

2.3.1 De verlanding is niet stilgevallen

Ondanks de selectie van verlandende petgaten lijkt de snelheid van verlanding in de onderzochte petgaten te zijn afgenomen sinds de vroegste onderzochte periodes (figuur 2.16), maar dit is niet statistisch getoetst. In alle deelgebieden verliep de verlanding op een gegeven moment nog maar zeer traag, maar ze valt vrijwel nooit volledig stil. Deze bevinding strookt met een eerdere reconstructie van verlanding in de Westbroekse Zodden (Bakker *et al.*, 1994), waarin ook vertraging maar geen stilvallen van de verlanding werd gevonden. Dat betekent dus dat de notie dat de verlanding is stilgevallen na 1950 genuanceerd dient te worden.



Figuur 2.16. Boxplots van de jaarlijkse verlanding per petgat, uitgezet tegen het startjaar van de onderzochte periodes. A. Molenpolder, B. Oostelijke Binnepolder van Tienhoven en Tienhovense Plassen, C. Het Hol. Boxplots of the yearly terrestrialised fraction per turf pond, plotted against the starting year of each studied period. A. Molenpolder area, B. Oostelijke Binnepolder van Tienhoven area and Tienhovense Plassen area, C. Het Hol area.

Mogelijk geeft onze studie een enigszins positief vertekend beeld, doordat de onderzochte petgaten niet willekeurig zijn geselecteerd. We hebben voornamelijk petgaten geselecteerd die flink zijn verland tussen 1936 en 2012. Daardoor geeft deze studie vooral inzicht in de ontwikkeling van verlanding in petgaten die verlanden, en niet in de gemiddelde ontwikkeling van de deelgebieden. De snelheid van verlanding blijkt sterk te verschillen tussen de onderzochte petgaten. In verschillende petgaten is de verlanding inderdaad volledig stilgevallen, of nam het areaal water op een gegeven moment weer toe. Overigens lijkt dat laatste vaak het gevolg te zijn van menselijk handelen.

2.3.2 Relaties tussen petgatgrootte, oeverlengte en snelheid van verlanding

Met behulp van regressietechnieken is onderzocht of de fractie van het wateroppervlak dat jaarlijks verlandt is gerelateerd aan het oppervlakte water, de lengte van de oever, of de verhouding tussen deze beide. Alleen de verhouding tussen oeverlengte en het oppervlak water kwam hieruit naar voren als significant gecorreleerd met de fractie verlanding, maar deze verhouding verklaart slechts een zeer klein deel van de variatie (<5%; tabel 2.1). Dat betekent dat ook deze significante relatie niet ecologisch relevant is. Er zijn dus geen (relevante) relaties gevonden tussen de vorm van een petgat en de snelheid waarmee het verlandt.

Tabel 2.1. Significantiewaarden (P) voor de variabelen in een GLM van de jaarlijkse fractie verlanding, plus de fractie verklaarde variantie (R²). Significantiewaarden zijn gegeven als P-waarden voor een F-toets, n.s. is niet significant. Statistical significance (P) of the variables in a GLM of the yearly terrestrialised fraction, and the explained variance (R²). P-values are for an F-test, n.s. means not significant.

Variabele	Molenpolder		Tienhoven		het Hol	
	P	R ²	P	R ²	P	R ²
Oppervlakte	n.s.		n.s.		n.s.	
Oeverlengte	n.s.		n.s.		n.s.	
Verhouding	< 0,05	0,02	< 0,01	0,04	< 0,01	0,04

2.3.3 Hoe snel verlandt een petgat?

De analyse van de verschuiving van de oeverlijn laat zien hoe snel een petgat dicht kan groeien onder gunstige condities. Dit noemen we de potentiële verlandingsnelheid. Deze snelheid wordt niet in het hele petgat gehaald, maar geldt voor de verlandende delen van het petgat. In de analyses is dit gekwantificeerd als het 90^e percentiel van de waargenomen verschuiving van de oeverlijn.

De gevonden potentiële verlandingsnelheid verschilt tussen de deelgebieden en in de tijd, zie tabel 2.2. In die tabel is voor ieder deelgebied per tijdvak weergegeven welke potentiële verlandingsnelheid is vastgesteld. In de Molenpolder kende de oudste beschouwde periode de snelste verlanding, met tot 90 cm verschuiving van de oeverlijn per jaar. In Tienhoven is de snelste verlanding vastgesteld in de periode 1967 – 1977, toen de 90-percentielwaarde voor de oeverlijnverschuiving 68 cm per jaar bedroeg. In het Hol is de snelste verlanding vastgesteld in de periode 1995 – 2006. Voor die periode is 54 cm oeverlijnverschuiving per jaar vastgesteld. In de Molenpolder en Tienhoven neemt de potentiële verlanding vanaf 2006 weer wat toe tot 36, respectievelijk 25 cm/jaar. In het Hol is een dergelijk voorzichtig herstel al te zien vanaf 1986, en in 1995 – 2006 neemt ze verder toe tot 54 cm/jaar.

Tabel 2.2. De potentiële verlandingsnelheid in cm/jaar, per tijdvak en per deelgebied. In de meeste gevallen loopt de onderzochte periode van één startjaar tot het volgende startjaar, maar in een aantal gevallen zijn periodes samengenomen. Dit is herkenbaar aan de open gelaten velden, zie bijvoorbeeld de periode 1936 – 1956 in Tienhoven. De laatste periode loopt van 2006 tot en met 2012. Potential terrestrialisation speed in cm/year, per period and area studied. In most cases the period studied runs from one starting year ('startjaar') to the next, but in a few cases periods have been joined into

one. This is visible from the fields left open, e.g. the period 1936 – 1956 in Tienhoven area. The final period runs from 2006 through 2012.

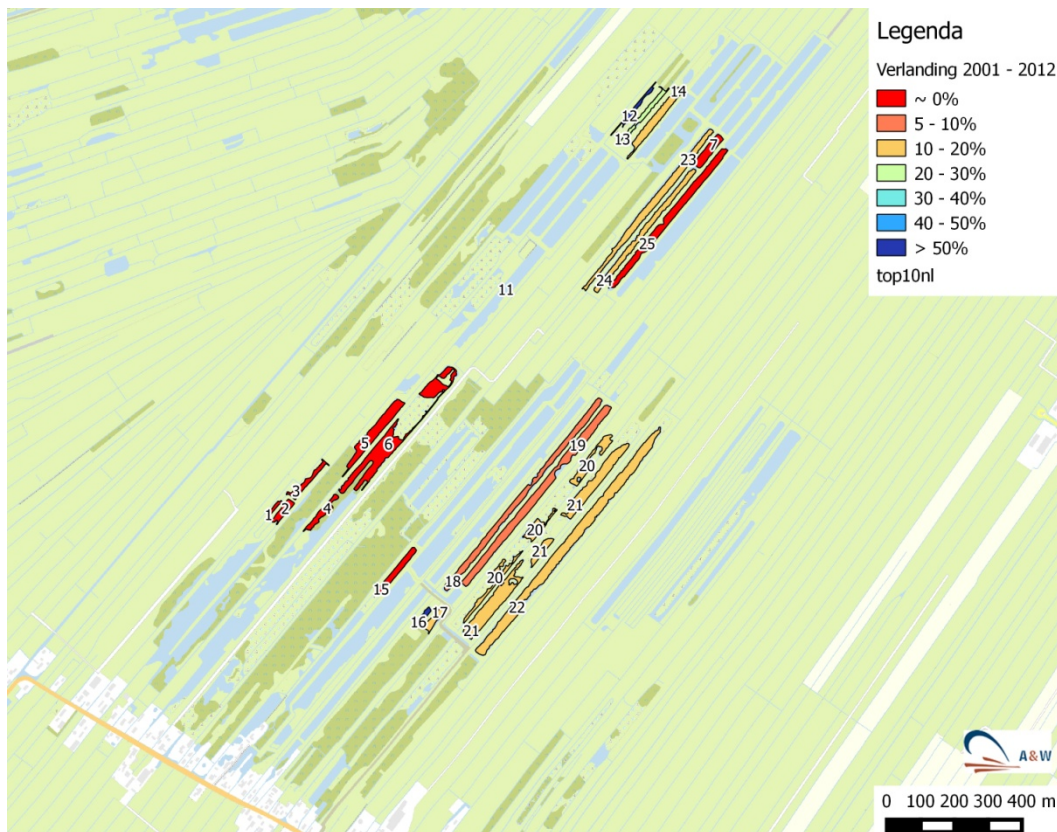
Startjaar periode	Molenpolder	Tienhoven	het Hol
1936	90	41	40
1943 / 1945	35		
1956	45	51	20

2.3.4 Verlanding in de Westbroekse Zodden?

In de Westbroekse Zodden is de analyse uitgevoerd in een deel van de petgaten die in de jaren '90 zijn gegraven. De analyse laat zien dat ongeveer de helft van de onderzochte petgaten niet of nauwelijks verlandt. In de andere helft van de petgaten treedt echter wél verlanding op, en in twee gevallen gaat dat zelfs erg hard: hier is meer dan 50% van het water verland tussen 2001 en 2012. Vergelijking met een bestaande reconstructie van de verlanding in de Westbroekse Zodden in de periode 1937 - 1989 (Bakker *et al.*, 1994) wordt bemoeilijkt door verschillen in de gehanteerde methodiek. Desondanks is duidelijk dat de recente verlandingspercentages lager liggen dan in de periode 1937 – 1957, toen de verlanding hier nog goed op stoom was.

We hebben berekend hoe snel de oeverlijn is verschoven in de 5 meest verlandde (in de jaren '90 gegraven) petgaten. Dat levert een potentiële verlandingsnelheid op van 67 cm/jaar in 2001 – 2006 en 58 cm/jaar in 2006 – 2012. Dat geeft aan dat de snelheid waarmee oever opschuift in de verlandende 'nieuwe' petgaten in Westbroek zich kan meten met potentiële verlandingsnelheden in de jaren '30 en '40 in andere deelgebieden.

De petgaten die verlanden zijn niet willekeurig verdeeld over de Westbroekse Zodden, maar liggen geclusterd (figuur 2.17). Uit onze analyse blijkt niet of deze clustering het gevolg is van ruimtelijke variatie in ecohydrologische condities, verschillen in (water)beheer of verschillen in de manier waarop de petgaten zijn aangelegd. Het zuidoostelijke cluster van verlandende petgaten ligt deels in een ander peilvak dan de rest van de Westbroekse Zodden. Dat kan er op duiden dat het waterbeheer een rol speelt, maar het snelst verlandende petgat in dit cluster ligt juist wel weer in het peilvak van de Westbroekse Zodden. Het noordwestelijke cluster ligt naast één van de grotere complexen van relatief goed ontwikkelde trilvenen, zodat het er sterk op lijkt dat hier gunstige bodemkundige en/of ecohydrologische condities heersen.



Figuur 2.17. Ruimtelijke verdeling van de variatie in totale verlanding tussen 2001 en 2012. Spatial distribution of the variation of total terrestrialisation between 2001 and 2012.

2.3.5 Conclusies

Een belangrijke conclusie uit deze vergelijking van historische luchtfoto's is dat de verlanding nooit volledig stil is gevallen, hoewel de verlanding wel lijkt te zijn vertraagd vanaf de jaren '60. De verlandingsnelheid varieert echter zeer sterk tussen petgaten, maar deze variatie kon niet worden verklaard door de grootte van het petgat of de vorm van het petgat. Dat duidt er op dat andere standplaatsfactoren dan de ruimtelijke dimensies een grote invloed hebben. Hierbij valt te denken aan verschillen in waterdiepte en bodem- en waterchemie. Onder gunstige condities blijkt de verlanding snel te kunnen voortschrijden, te weten met een 0,5 m/jaar of nog sneller, maar ook deze maat voor de verlandingsnelheid varieert sterk tussen petgaten en tussen gebieden.

2.4 Interviews met deskundigen

Om de kennis die er is over de verlanding in diverse laagveengebieden vanaf circa 1950 tot nu te bundelen zijn interviews gehouden met 14 laagveendeskundigen. In deze interviews is onder andere gevraagd naar de vegetatie-ontwikkeling van jonge verlandingen in de Nederlandse laagveengebieden, het verloop van de successie en de ontwikkeling van trilveen, het gevoerde beheer en de sleutelfactoren in het op gang brengen van nieuwe verlanding. De geïnterviewden zijn Hanneke den Held, Marc Schmits, Boudewijn Beltman, Jos Verhoeven, Aat Barendregt, Sam Segal, Winnie Rip, Geert van Wirdum, Piet Kuiper, Rob van Leeuwen, Casper Cusell, Wim Weijts, Ron van Overeem en Jan Roelofs. Uit deze gesprekken met laagveendeskundigen ontstaat het beeld dat, ondanks een verbeterde waterkwaliteit van de laatste jaren, de verlanding lijkt te worden geremd door de erfenis van een slechte waterkwaliteit in het verleden, waardoor de waterbodembodem nog steeds een te slechte kwaliteit heeft. Ook heeft bemesting en peilverstarring geleid tot veraarde, voedselrijke oevers waar verlanders weggeconcurrereerd worden door snelgroeiende soorten. Het verdwijnen van kwel heeft er bovendien toe geleid dat er minder van nature gebufferd, calcium- en ijzerrijk water de petgaten inkomt. Daarnaast is ook een juiste aanleg van nieuwe petgaten (niet te diep en niet te steil talud) en het beheer na aanleg (intensiever) belangrijk voor de ontwikkeling van verlandingsvegetaties. Als de omstandigheden wel allemaal gunstig zijn, kan echter een grote graasdruk door ganzen en kreeften ervoor zorgen dat de verlanding toch niet goed op gang komt. Deze hypothesen worden verder onderzocht in hoofdstuk 3 en 4.

mm = mondelinge mededeling

2.4.1 Ontstaan van verlanding

Gehanteerde typologie en successiereksen

De vegetatietypologie en successiereksen die het meest gebruikt worden om verlanding te beschrijven zijn gebaseerd op de plantensociologische beschrijvingen van Westhoff & Den Held (1969), die verder uitgewerkt zijn in Schaminée *et al.* (1995). Veel van de geïnterviewde deskundigen gaven ongevraagd aan veel moeite te hebben met hoe deze typologie en successiereksen tot stand zijn gekomen en hoe bruikbaar deze zijn in het veld. Victor Westhoff, maar ook andere vegetatiedeskundigen in zijn tijd, kozen de locaties voor opnames vaak vooral uit omdat dit 'mooie' plekken waren, en niet zozeer omdat deze plekken representatief zouden zijn (mm Segal, Beltman). Segal vertelde bijvoorbeeld dat hij de permanente kwadraten in de Wieden van Westhoff had overgenomen voor Natuurmonumenten. Sam Segal wist waar hij deze permanente kwadraten slechts ongeveer moest zoeken, maar hij kon ze in praktijk goed terugvinden aan de hand van de opnames van Westhoff, omdat er vaak zeldzame soorten, zoals Knotszegge in voorkwamen (mm Segal). Ook in het Oostelijk Vechtplassengebied werden locaties voor opnames, zoals beschreven in het Kortenhoefboek (Meijer & De Wit, 1955), op eenzelfde manier gekozen (mm Segal). In het veld worden juist vaak overgangen tussen de gedefinieerde vegetatiekundige eenheden aangetroffen (mm Segal, Cusell), maar in de tijd waarin de opnamen gemaakt werden die ten grondslag lagen aan de beschrijving van de associaties, was er nog weinig oog voor de dynamiek en ontwikkeling van vegetaties (mm Segal, Verhoeven). De reden dat men er toentertijd voor koos om onderzoek te doen aan de overgebleven 'mooie' plekken, was dat de tijdgeest werd overheerst door de achteruitgang die men in het landschap zag (mm Verhoeven). Veel van de plekken die geselecteerd werden voor 'mooie' opnamen, werden vaak in meerdere jaren opgenomen, of vanuit verschillende hoeken, waardoor deze plekken oververtegenwoordigd zijn in de beschrijvingen van bepaalde associaties (mm Segal, Van Wirdum, Verhoeven). Ook blijkt de typologie in het veld niet bruikbaar te zijn, omdat de typologie niet gebaseerd is op structuurvormers zoals Riet (mm Den Held, Kuiper) en staan in associatiebeschrijvingen soorten bij elkaar die nooit samen voorkomen (mm Beltman).

De successiereeksen die voor verlanding van laagvenen beschreven zijn, dat wil zeggen de volgorde waarin de beschreven gemeenschappen elkaar opvolgen, zijn afgeleid van ruimtelijke zones die men in het veld aantrof (mm Segal, Beltman). Als er aangrenzend aan een trilveen bijvoorbeeld een Krabbenscheermat werd aangetroffen met daarnaast open water met Fonteinkruiden, werd aangenomen dat het trilveen uit een Krabbenscheerverlanding was ontstaan en dat de vegetatie met Fonteinkruiden zou overgaan in een Krabbenscheervegetatie en dat de Krabbenscheervegetatie zich tot trilveen zou kunnen ontwikkelen. Op plekken waar oude vegetatie-opnamen zijn herhaald, zoals de opnamen uit het Kortenhoefboek (Meijer & De Wit (red.), 1955), bleek dat successie heel anders verliep dan beschreven in de successiereeksen (mm Barendregt). Dit zou kunnen liggen aan de vervuiling en aan het gefixeerde Nederlandse landschap; alleen in onvervuilde gebieden met een natuurlijke dynamiek, waarin bijvoorbeeld nog winteroverstroming optreedt, zoals in de Biebrza in Polen, zijn de beschreven successiereeksen wel herkenbaar (mm Barendregt). De richting waarin de successie verloopt, ligt echter ook niet vast (mm Barendregt, Cusell). Zo is het bekend van jonge verlandingsstadia met Krabbenscheer dat zij ook weer, om vaak onduidelijke redenen, kunnen verdwijnen (mm Van Leeuwen, Cusell, van Wirdum, Weijs).

Er zijn successiereeksen beschreven voor verlanding in brakke, lichtbrakke en zoete omstandigheden. Hierbij is uitgegaan van statische situaties van onder andere het Ilperveld, Botshol, de Nieuwkoopse Plassen en de Wieden-Weerribben. Nieuwe inzichten wijzen echter uit dat alle Nederlandse laagveengebieden van oorsprong zoet waren en successiereeksen kunnen daarom niet gezien worden als kenmerkend voor (licht) brakke milieus (mm Den Held, Van Wirdum).

2.4.2 Verlandingsvormen en jonge successie

Jonge verlanding en kraggevorming

Onder jonge verlanding wordt het 'vollopen' van open water met planten verstaan. Dit kan gebeuren door het op de bodem groeien van helofyten of door het vormen van drijftillen of kragges. Kraggevorming kan op verschillende manieren verlopen: 1) door het vanaf de oever koloniseren van het water door planten die met hun wortels het water in groeien (zoals Slangenwortel); 2) door het dichtgroeien van het open water met drijvende planten waarop zich vervolgens andere planten kunnen vestigen (zoals Krabbenscheer) en 3) door het opdrijven van helofytenmatten die in de waterbodem wortelen (zoals Riet) (mm Roelofs).

In de Oostelijke Vechtplassen waren, en zijn nog steeds, verschillende manieren van verlanding van belang. Verlanding met Krabbenscheer was belangrijk; zowel in de periode voorafgaand aan de eutrofiëring tot in het begin van de 21^e eeuw (mm Weijs, Van Overeem, Barendregt, Beltman). Deze soort is de laatste 10-15 jaar echter zeer sterk achteruitgegaan (mm Weijs, Roelofs). Vanuit de oever vond ook verlanding plaats met Moerasvaren en Kleine lisdodde, ook zonder dat er een mat van Krabbenscheer aanwezig was (mm Weijs), met Slangenwortel (mm Roelofs) en met Waterdrieblad. Krabbenscheerverlandingen waren bekend van veel plekken van het Oostelijk Vechtplassengebied. Uit de jaren '30 is beschreven dat op doorgaande vaarroutes Krabbenscheer geschoond moest worden (mm Barendregt). Ook rond de Drecht was er verlanding met Krabbenscheer. Grote Krabbenscheervelden waren recent nog aanwezig in o.a. 't Hol en de Suikerpot (mm Weijs, Van Overeem, Barendregt). In het Tienhovens Kanaal werd tot in de jaren '70 nog een uitgebreide Krabbenscheervegetatie aangetroffen (mm Beltman). Verlanding met Slangenwortel vond in elk geval al plaats in de eerste helft van de 20^e eeuw en de soort kende een gelijktijdige achteruitgang met Krabbenscheer (mm Roelofs). Desondanks wordt Slangenwortel door Barendregt als een exoot gezien en niet als een verlander die het Oostelijk Vechtplassengebied belangrijk is (mm Barendregt).

Een belangrijke vorm van verlanding in het Oostelijk Vechtplassengebied waren de Holpijperlandingen, waar ook vaak Paddenrus en Waterdrieblad in stonden (mm Barendregt, Verhoeven, Weijs). Er wordt aangenomen dat deze vorm van verlanding samenhangt met de kwel vanuit de Utrechtse Heuvelrug die vroeger veel sterker aanwezig was (mm Barendregt, Verhoeven, Van Overeem). Zulke verlandingen

kwamen vooral voor aan de kant van de Utrechtse Heuvelrug, waar de kwel het sterkst was (mm Verhoeven), maar Thijssen beschrijft in zijn boek over de Vecht ook vegetaties met Holpijpdominantie van de Ankeveense Plassen (mm Weijs). Hoewel deze verlandingsvorm sterk in oppervlak is afgenomen, komt deze nog wel voor, zoals in een kleine plas in Westbroek (mm Weijs). Van Wirdum waarschuwt om Holpijp te zien als indicator voor kwel. Hij kent Holpijpvverlandingen ook van plekken zonder kwel (mm Van Wirdum).

Ook helofyten hadden een groot aandeel in de verlanding in de Oostelijke Vechtplassen: onder andere Riet, Kleine lisdodde, Galigaan, Mattenbies, en Pluimzegge en andere zeggesoorten (mm Verhoeven, Barendregt, Van Overeem, Beltman). De meeste van deze soorten liepen vanaf de oever het water in. Ook de verlanding met helofyten is in oppervlak afgenomen (mm Verhoeven, Van Overeem). In de bodem wortelende helofyten kunnen verlanding veroorzaken als ze een petgat vanaf de bodem dichtgroeien, maar de wortelmat kan ook op komen drijven en op die manier een kragge vormen. Dit mechanisme wordt door sommige als een belangrijk mechanisme in de verlanding gezien (o.a. Weijs, Roelofs), maar anderen hebben dit nooit waargenomen, of betwijfelen of dit op grote schaal gebeurde (Beltman, Van Leeuwen, Van Wirdum, Barendregt).

In de Wieden-Weerribben is verlanding met Krabbenscheer momenteel de belangrijkste vorm van verlanding (mm Cusell, Van Leeuwen). In ongeveer 20-30% van de petgaten treedt momenteel verlanding met Krabbenscheer op (mm Cusell). Hieruit ontstaan in het gebied op twee manieren kragges: ofwel als Riet hierin loopt of kiemt en wortelmatten maakt, ofwel als er zegges op kiemen en dominant worden: dit kan gebeuren met Pluimzegge, Hoge cyperzegge en Ronde zegge (Van Leeuwen). Deze jonge verlandingen zijn nog erg kwetsbaar; zolang de helofyten nog geen aaneengesloten kragge vormen, verdwijnen zij ook onder water als de Krabbenscheerpopulatie in een petgat instort. Dit gebeurt regelmatig (mm Van Leeuwen, Cusell). Vestiging van soorten op de Krabbenscheermatten kan zowel uit de oever geschieden (Moerasvaren, Kleine lisdodde, Riet), als via kieming (zeggesoorten, Waterzuring (*Rumex hydrolapatum*), Kleine lisdodde). Opmerkelijk is dat Riet niet zo gauw de Krabbenscheermatten op loopt, ook niet als er veel riet op de oevers van de petgaten aanwezig is (mm Van Leeuwen). Moerasvarenverlanding zonder aanwezige Krabbenscheermatten speelt en speelde ook een belangrijke rol (mm Segal, Cusell, Van Leeuwen, Van Wirdum). Voor de verlanding met Pluimzegge is echter wel een drijvende laag op het water nodig; deze ook vrij algemene verlandingen vinden plaats op matten van Krabbenscheer of op veenmodder (mm Van Wirdum, Cusell), en niet zozeer via het vormen van horsten op de bodem. Verlandingen met Waterscheerling waren vroeger algemeen in de Wieden-Weerribben (mm Segal, Van Leeuwen) en hebben tot in de jaren 80 standgehouden (Van Leeuwen). Daarna verdween de soort door onbekende reden vrijwel geheel uit het gebied (Van Leeuwen, Cusell), maar wordt de laatste jaren weer waargenomen (mm Van Leeuwen). Verlandingen met Waterdrieblad komen lokaal in het gebied voor, maar hebben qua oppervlakte geen belangrijke aandeel in de verlanding (mm Van Wirdum, Roelofs). Slangenwortel is een zeldzaamheid in het gebied en vormt op enkele plekken in De Wieden verlandingen (mm Cusell, Van Wirdum). Dit kan waarschijnlijk verklaard worden door de brakwaterinvloed die er, met name in de Weerribben, geweest is; Slangenwortel is een soort die voorkomt in uitermate zoete wateren (mm Van Wirdum). Holpijp speelt geen rol in de verlanding in de Wieden-Weerribben, omdat er geen kwel is in het gebied (mm Cusell, Van Leeuwen). Van Wirdum en Kuiper kennen wel enkele Holpijpvverlandingen in de Wieden-Weerribben, maar Van Wirdum bestrijdt dat deze met kwel samen zouden hangen. Volgens Kuiper trad Holpijp hier in de bodem wortelend op in Krabbenscheervelden. Van Leeuwen kent Holpijpvverlandingen van petgaten bij Wapserveen, waar kwel vanuit het Drents Plateau optreedt (mm Van Leeuwen).

In het Nieuwkoopse Plassengebied hebben de afgelopen decennia weinig grootschalige verlandingen van petgaten plaatsgevonden; de meeste petgaten waren al verland of legakkers waren juist weggeslagen, waardoor er grote open plassen ontstonden waar door windwerking geen verlanding plaatsvond. Wel treedt er verlanding van sloten op. Deze verlanding vindt plaats door Riet, Kleine lisdodde, Grote wederik (*Lysimachia vulgaris*), Paddenrus en mogelijk Holpijp. Toen de waterkwaliteit in de Nieuwkoopse Plassen verbeterde, was er tijdelijk een enorme toename van Krabbenscheer, hoewel

Krabbenscheerverlandingen niet karakteristiek zijn voor het gebied. Momenteel neemt het voorkomen van Krabbenscheer weer af ten gunste van Sterkranswier (mm Den Held & Schmitz).

Rol van aquatische vegetatie

In de sucssiereeksen zoals beschreven door Westhoff & Den Held (1969) begint verlanding met de kolonisatie van het petgat door waterplanten, zoals Fonteinkruiden en Kranswieren. De vraag is of deze aquatische vegetaties echt nodig zijn om de verlanding op gang te krijgen. Als dat zo zou zijn, zou het beheer eerst gericht moeten worden op de ontwikkeling van vegetaties met ondergedoken waterplanten, voordat er verlanding te verwachten is. Over de vraag of aquatische vegetaties nodig zijn voor verlanding, zijn de meningen verdeeld. Doordat deze aquatische soorten voorkomen in helder water waar ook verlanding optreedt, kan het mogelijk lijken alsof deze soorten altijd voorafgaand aan verlanding aanwezig zijn (mm Verhoeven). Volgens Beltman zijn deze soorten weldegelijk nodig voordat de verlanding op gang komt (mm Beltman). Zij verminderen de dynamiek in een petgat, waardoor de wind minder vat krijgt op de verlanding (mm Verhoeven, Barendregt). Er is echter nauwelijks koolstofvastlegging (veenvorming) door ondergedoken waterplanten (mm Roelofs). Volgens de meeste deskundigen is de vestiging van ondergedoken waterplanten niet noodzakelijk voor de ontwikkeling van jonge waterplantenvegetaties (mm Den Held, Van Leeuwen, Roelofs).

Overgang naar trilveen

Vanuit jonge verlandingsvegetaties kunnen trilvenen (*Scorpidio-Caricetum diandrae*; habitatype H7140A) ontstaan; basenrijke venen met slaapmossen (vaak Schorpioenmossen), kleine zegges en orchideeën, die botanisch en uit oogpunt van natuurbeleid als zeer waardevol worden gezien. Dit type vegetaties is, net als het voorkomen van Schorpioenmossen, momenteel erg zeldzaam in het Nederlandse laagveengebied. In de Wieden-Weerribben komen in nog slechts 1% van de trilvenen Schorpioenmossen voor (mm Cusell). In de jaren '50/'60 waren Schorpioenmossen vrij algemeen aanwezig (mm Segal, Kuiper, Weijs). Het idee leeft dat trilveenvorming vanuit jonge verlandingsvegetaties vroeger makkelijker verliep, maar mogelijk waren trilvenen vroeger ook al zeldzaam (mm Segal, Van Wirdum). Uit de hardheid van de kraggen is op te maken of ze ontstaan zijn als trilveen of als rietland; harde kragges waren van oorsprong rietverlandingen en zachtere kragges trilveen (mm Den Held). In de Nieuwkoopse Plassen blijkt uit de hardheid van de kraggen dat er 100 jaar veel trilveenverlanding optrad en weinig rietverlanding. Dit is nu niet meer goed zichtbaar, omdat er op deze oude trilveenverlandingen nu ook Riet groeit (mm Den Held). In dit kraggeveen worden nog relicten van Draadzegge en Snavelzegge aangetroffen. Uit de mondelinge overlevering uit de jaren '30 en '40 blijkt dat er in de Wieden-Weerribben in die jaren ook veel trilvenen voorkwamen; dit is echter niet goed gedocumenteerd (mm Segal). Cusell stelde vast dat tegenwoordig Puntmossen vaak de eerste mossen zijn die op jonge verlandingsvegetaties gaan groeien, en niet meer Schorpioenmossen. De groei van Puntmossen vergemakkelijkt waarschijnlijk de overgang naar Veenmosdominantie (mm Cusell).

Trilveen kan ontstaan uit verschillende typen verlandingen (zie ook paragraaf 1.3.1). Uit het Oostelijk Vechtplassengebied is bekend dat er zeer goed ontwikkelde trilvenen ontstonden uit de kwelgevoede verlandingen met Holpijp en onder andere Waterdrieblad, Paddenrus, Draadzegge en Snavelzegge. De verlanding vanuit deze vegetaties naar trilveen verliep erg snel en soms waren er nog aquatische soorten als Gele plomp in te vinden (mm Verhoeven, Barendregt). Deze trilvenen stonden lokaal bekend als de 'Van den Berg-trilvenen', naar de heer Van den Berg, die hier woonde (mm Verhoeven). Trilveenvorming is ook bekend uit de eerdergenoemde Holpijpverlandingen tegen het Drents Plateau (mm Van Leeuwen). Trilveenvorming kan echter ook vanuit andere verlandingstypen optreden. In de Wieden-Weerribben zijn trilvenen uit Krabbenscheerverlanding ontstaan (mm Cusell). Verder kunnen trilvenen waarschijnlijk ontstaan uit op de bodemwortelende zeggenverlandingen (mm Beltman), Waterscheerlingverlandingen (soms in combinatie met Krabbenscheer) (mm Beltman), Moerasvarenverlanding (mm Segal, Van Wirdum), en helofytenverlandingen, zoals verlandingen met Riet (mm Roelofs, Verhoeven), Galigaan (mm Van Overeem) en Kleine lisdodde (mm Den Held). Bij Krabbenscheerverlanding moet er eerst sprake zijn van vorming van een flinke wortelmat met bijvoorbeeld Riet, voordat het overgaat naar trilveen (mm Segal). In

het trilveen De Grote van Garderen in Westbroek zijn wortels van Riet in het veen aangetroffen, die aangeven dat Riet daar mogelijk een structuurvormende rol heeft gespeeld (mm Verhoeven). Segal, Kuiper, Barendregt en Beltman betwijfelen echter of er vanuit dicht rietland trilveenvorming op kan treden; zulke rietlanden ontstaan onder eutrofe omstandigheden (mm Segal), waardoor trilveensoorten ook bij maai-beheer overschaduwd zullen blijven worden door Riet of kruidachtigen (mm Barendregt).

Het beheer is essentieel voor het ontstaan van trilvenen. Hiervoor moeten jonge verlandingsstadia al gemaaid worden, omdat er anders snel bomen in komen (mm Verhoeven, Weijs, Van Leeuwen, Cusell). Dit kan en kon alleen als een kragge dik genoeg was om te maaien (mm Weijs) of als er ijs lag (mm Van Wirdum). Veel semi-terrestrische verlandingen, zoals met Krabbenscheer, gingen daarom ook vroeger al gelijk over in bos (mm Weijs). Mogelijkerwijs was het vroeger eerder mogelijk om jonge verlandingsstadia te maaien, toen dit nog handmatig met een zeis gebeurde. Voor maaien met machines moet een kragge al veel dikker zijn (mm Barendregt). Om vervolgens echte trilveenvegetaties te krijgen moeten daarna de vegetaties in zomermaai-beheer genomen worden, zodat Riet geen kans krijgt en er geen rietland ontstaat (mm Van Wirdum, Verhoeven, Weijs & Van Overeem). Overigens zijn in de Wieden-Weerribben 'typische' trilveensoorten zoals Rood schorpioenmos en Groenknolorchis ook bekend uit rietlandbeheer (wintermaai-beheer) (mm Van Leeuwen, Segal, Van Wirdum) in met name bevoeide rietlanden (mm Van Leeuwen, Van Wirdum). Daarnaast is het ook van belang dat trilvenen niet verzuren. Kwel zou nodig zijn voor de vorming van trilvenen in de Oostelijke Vechtplassen (mm Barendregt, Rip), omdat alleen onder sterke druk het water met de juiste kwaliteit de wortelzone kan bereiken (mm Barendregt). De enige plek in de regio waar er nog sprake is van sterke kwel ligt ten oosten van het Naardermeer; hier komt nog goed ontwikkeld trilveen met Ronde zegge en Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*) voor (mm Barendregt). Deze buffering kan ook geleverd worden door oppervlaktewater, zoals door de sloot langs de Grote van Garderen (mm Verhoeven). Trilveen dat gevormd is op Krabbenscheervegetaties en niet afkomstig is van Holpijpvverlanding zou sneller verzuren door de vorming van een neerslaglens (mm Barendregt). In de Wieden-Weerribben komt in het grootste deel van het gebied al zeer lange tijd (nagenoeg) geen kwel voor (mm Van Wirdum, Cusell, Van Leeuwen), terwijl hier ook goed ontwikkelde trilvenen voorkomen. De zeer goed ontwikkelde trilvenen in het zuiden van de Wieden, worden deels echter mogelijk wel door enige kwel uit het Meppelerdiep gevoed (mm Cusell, Van Wirdum).

2.4.3 Veranderingen in verlandingsvegetaties

In het Oostelijk Vechtplassengebied kwamen tot in de jaren '30 weinig verlandingsvegetaties voor, omdat het lange tijd gebruik was om waterplanten te oogsten voor gebruik op het land. Toen dit gebruik verminderde, is de verlanding sterk op gang gekomen (mm Verhoeven). Toen vanaf het begin van de 20^e eeuw de populatie rond Hilversum en 't Gooi sterk groeide, begon men met het winnen van drinkwater op de Utrechtse Heuvelrug. Door deze waterwinning daalde de stijghoogte van het grondwater binnen 50 jaar met twee meter. Hierdoor nam de kweldruk in de Oostelijke Vechtplassen sterk af. Dit is waarschijnlijk de oorzaak van de achteruitgang van uitgestrekte velden met Waterviolier en Holpijpvverlandingen (mm. o.a. Barendregt, Verhoeven, Van Overeem, Weijs). Hier moet echter als kanttekening bij geplaatst worden dat deze soorten op zichzelf geen indicatie zijn voor (regionale) kwel, maar voor bepaalde standplaatscondities die soms door kwel veroorzaakt worden, maar soms ook niet (mm Van Wirdum). Daarnaast was de kweldruk in Nederland slechts een korte periode (aan het eind van de 19^e/begin van de 20^e eeuw) zo hoog, omdat er toen enerzijds polders aangelegd waren waar onderbemalen werd en er anderzijds nog geen grondwateronttrekkingen waren (mm Van Wirdum).

Tegelijkertijd met het wegvallen van de kweldruk verslechterde de waterkwaliteit van bijvoorbeeld De Vecht en het Hilversums Kanaal door industriële lozingen en het ontbreken van rioolwaterzuiveringen. Omdat er door het wegvallen van de kwel 's zomers een watertekort ontstond, werd dit water uit De Vecht en het Hilversums Kanaal in het gebied ingelaten (mm Rip, Barendregt, Van Overeem). In de jaren '50 werd daarnaast het oppervlaktewaterpeil in het gebied verlaagd (mm Van Overeem).

Vanaf de jaren '50 trad er door deze veranderingen een verslechtering op in de vegetatie van het gebied. Van de Loosdrechtse Plassen is bekend dat de uitgestrekte kranswiervelden in 1952-1953 ineens verdwenen (mm Barendregt). Ook de zeer droge zomer van 1976 was funest; nadat er die zomer erg veel Vechtwater was ingelaten waardoor de externe fosfaatbelasting boven de kritieke fosfaatbelasting voor omslag naar troebel water uitsteeg, was het oppervlaktewater zwart en stonk het (mm Barendregt, Rip). In de tweede helft jaren '60-begin jaren '70 was een sterke achteruitgang te zien in Krabbenscheer- en Slangenwortelverlandingen (mm Roelofs). Begin jaren '80 was het oppervlaktewater één grote algensoep met zo'n slecht doorzicht dat als je je hand in het water stak, je je eigen vingers niet meer kon zien (mm Van Overeem). Op veel plekken was er nauwelijks meer oppervlaktewater, maar bestonden watergangen vooral uit bagger. Natuurmonumenten moest jaarlijks de dode eenden opruimen die aan botulisme waren gestorven (mm Van Overeem). Op plekken die ver van de inlaat lagen, of waar nog enige kwel aanwezig was (soms uit naastgelegen peilvak), konden goed ontwikkelde vegetaties zich nog handhaven, zoals in Westbroek en 't Hol (mm Van Overeem, Barendregt). De nog aanwezige verlandingen in Westbroek bestonden in die tijd echter voornamelijk nog uit eutrofe verlandingen met grote helofyten, zoals Riet en Kleine Lisdodde (mm Verhoeven). Vanaf de jaren '80 verbeterde de waterkwaliteit door de aanleg van rioolwaterzuivering, tegengaan van overstorten en vermindering van de drinkwaterwinning. Daarnaast werd een aantal grote baggerprojecten uitgevoerd in o.a. 't Hol, Oostzijde en Ankeveen tussen 1980 en 1992. In de Kortenhoefse Plassen is niet gebaggerd, maar verminderde de hoeveelheid bagger vanzelf (mm Van Overeem). In 2000 kwam er voor het Noorderpark een nieuw peilbesluit en werd de waterinlaat voor de Westbroekse Zodden en de Molenpolder verplaatst van de Vecht naar de Loosdrechtse Plassen, die gevoed worden met water uit het Amsterdam-Rijkkanaal. Dit water heeft een lagere chlorideconcentraties en wordt gedefosfateerd (mm Rip). Ook na het peilbesluit van 2000 vonden grootschalige baggerprojecten plaats (mm Rip).

Ondanks de waterkwaliteitsverbeteringen, namen jonge verlandingsvegetaties nog steeds af; in 't Hol gingen afgelopen decennia de Waterdriebladverlandingen sterk achteruit en ook Krabbenscheerverlandingen verdwenen hier en elders in het gebied (mm Van Overeem, Barendregt, Weijs). Vanaf de jaren '90 zijn Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer begonnen met het graven van nieuwe petgaten om plaats te maken voor nieuwe verlandingen. In de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven waren dit petgaten die gegraven werden op plekken die niet eerder verveend waren geweest, op andere plekken, zoals in Westbroek en Ankeveen werden oude petgaten, die met bos waren volgelopen, opnieuw uitgegraven (mm Beltman, Van Overeem, Weijs).

In de Wieden-Weerribben is er pas vrij laat verveend en binnen een relatief korte periode. In de Weerribben vond de meeste vervening tussen 1850 en 1910 plaats. De verlanding volgde in tijd hetzelfde patroon als de vervening (mm Van Leeuwen). Vanaf de jaren '80 zijn er weer nieuwe petgaten aangelegd om jonge verlandingen de ruimte te geven. Dit gebeurde door oude petgaten te openen om zo het oude verveningspatroon weer terug te krijgen (mm Van Leeuwen). In 1928 kregen De Wieden en Weerribben een vast peil, waardoor het gebied geïsoleerd werd en wegzijging ontstond (mm Van Leeuwen). Uit overlevering is bekend dat er rond dezelfde tijd veel verlandingsvegetaties ontstonden, maar het is niet duidelijk of dat hiermee samenhang (mm Van Leeuwen). Kuiper sprak in de jaren '50 een gepensioneerde van Provinciale Waterstaat die tussen 1910 en 1950 Krabbenscheer in de Wieden had gevolgd. Deze man vertelde hem dat Krabbenscheer in die periode enorm was toegenomen (mm Kuiper). In de jaren 60 en begin van de jaren '70 namen de waterplantenvegetaties en jonge verlandingen in het gebied af onder invloed van de inlaat van water van slechte kwaliteit (mm Cusell, Van Wirdum, Van Leeuwen). In De Weerribben werd IJsselmeerwater ingelaten via de Friese boezem. Binnen 3-4 dagen na de inlaat was het water meestal groen van de algen (mm Van Leeuwen). Begin jaren '80 lag het dieptepunt van verlandingsvegetaties in de Weerribben. Er waren toen nog maar enkele plekjes met Krabbenscheerverlanding over, zoals in de geïsoleerd liggende Lokkenpolder en het Woldlakebos. Drijftillen waren alleen nog in de uiteinden van petgaten te vinden (mm Van Leeuwen). In De Weerribben bestond de vegetatie vooral uit ruigtes en rietlanden, terwijl in De Wieden, die vanuit het zuiden gebiedsvreemd water ontving, nog goed ontwikkelde trilvenen te vinden waren. De oppervlaktewaterkwaliteit verbeterde sterk door de aanleg van riolering en vermindering van lozingen. De Weerribben ontving tot 1996 water uit de Friese

Boezem (mm Cusell). Vanaf de jaren '90 nam Krabbenscheer weer toe. Af en toe lagen petgaten toen weer vol met Krabbenscheer, maar telkens verdween de soort weer. Sinds 2005 zette de toename van Krabbenscheer permanent door (mm Van Leeuwen, Cusell). Vanaf de jaren '90 namen ook aquatische soorten zoals Krans- en Glanswieren, Waterviolier en Plat fonteinkruid (*Potamogeton compressus*) toe (mm Van Leeuwen, Cusell). Uit vergelijkingen van vegetatiekarteringen uit 1995 en 2008 blijkt dat in die periode de aquatische vegetatie en jonge verlandingsstadia vooruit zijn gegaan. Deze vooruitgang heeft zich in de laatste jaren verder doorgezet. Momenteel kent ongeveer 20-30% van de petgaten in de Wieden-Weerribben verlanding met Krabbenscheer (mm Cusell). Van Wirdum plaatst het begin van het herstel van de aquatische vegetatie al eind jaren '70. Volgens hem is de achteruitgang dus zeer tijdelijk geweest en speelde naast de waterkwaliteit ook de extreem droge en natte jaren in het begin van de jaren '70 een rol in de achteruitgang (mm Van Wirdum). De kwaliteit van het huidige oppervlaktewater is nieuw voor het gebied: nutriëntenarm en zwakgebufferd. Hierdoor verschijnen er opeens andere soorten in het gebied, zoals Kleinste egelskop en Naaldwaterbies. Als deze trend zich doorzet, zal verlanding met Krabbenscheer en kraggevoorming weer afnemen (mm Van Leeuwen).

Het Nieuwkoopse Plassengebied werd vanaf de 17^e eeuw verveend. Uit studies van historische kaarten blijkt dat er sinds 1830 al grote stukken verland zijn. Het gebied werd ten tijde van de vervening al sterk beïnvloed door rivierwater, waardoor er ook kleiafzettingen zijn ontstaan. Dichtbij deze afzettingen kon minder diep verveend worden (mm Den Held & Schmitz). In de 20^e eeuw werd het ingelaten rivierwater minder zoet, waardoor er zich ook soorten van lichtbrak water vestigden. Van oorsprong in het Nieuwkoopse Plassengebied echter zoet. Door de verslechtering van de kwaliteit van het inlaatwater verdwenen in de jaren '60 veel waterplantenvegetaties. In de rietlanden namen ondertussen Haarmossen toe, mogelijk als gevolg van de verhoogde stikstofdepositie (mm Den Held). De beste ontwikkelde vegetaties zijn nu het verst van het inlaatpunt, dat in het westen van het gebied ligt, te vinden, hoewel vogelkolonies de waterkwaliteit in het oosten van het gebied de laatste jaren negatief zijn gaan beïnvloeden. Door de verbetering van de waterkwaliteit is een duidelijke verbetering in de aquatische vegetatie te zien sinds de jaren '90; eerst nam onder andere Krabbenscheer sterk toe en later ook Sterkranswier (mm Den Held en Schmitz). De mossamenstelling in de oevers is echter nog steeds verarmd. Mossen die karakteristiek zijn voor trilvenen zijn erg zeldzaam geworden (mm Den Held). Het water in het gebied is ook veel minder gebufferd dan voorheen. Waar in de jaren '70 nog calciumconcentraties rond 70 tot 80 mg/l werden gemeten, is dat nu circa 25-30. Dit zal niet voldoende zijn voor trilveenvorming (mm Den Held). De terrestrische vegetaties zijn momenteel al sterk aan het verzuren. Hierdoor trekken soorten van tamelijk gebufferde standplaatsen, zoals Welriekende nachtorchis en Veenmosorchis, zich terug van bovenop de percelen naar de slootranden (mm Den Held). De buffering van het veen in de kern in het centrum van Nieuwkoop, waar de mooiste oude verlandingsvegetaties voorkomen, is waarschijnlijk te verklaren door oplading van de bodem die vroeger met rivierwater heeft plaatsgevonden (mm Den Held). Net als in de Wieden-Weerribben neemt de regenwaterinvloed in het gebied dus toe.

2.4.4 Beheer

Voordat de terreinbeherende organisaties de grote laagveengebieden aankochten en in beheer namen, werd het landschap intensief gebruikt. Door dit gebruik ('beheer') zijn de huidige half-natuurlijke vegetaties ontstaan die in het laagveengebied zo gewaardeerd worden. Het toenmalige beheer was nog deels in stand toen een deel van de deskundigen kennismaakte met de laagveengebieden. Het beheer was zo intensief dat de Nieuwkoopse Plassen eruit zagen 'alsof er met een stofzuiger overheen was gegaan' (mm Den Held) en dat je 'Vanaf Weesp de Domtoren kon zien' (mm Weijs). Het meest intensieve beheer hield ongeveer aan tot de Tweede Wereldoorlog. Het Oostelijke Vechtplassengebied werd tot die tijd door ongeveer 1000 mensen intensief gebruikt, daarna waren er nog ongeveer 10 beheerders van Natuurmonumenten in het gebied die het beheer moesten overnemen (mm Weijs & Van Overeem). Na de Tweede Wereldoorlog werd het intensieve gebruik economisch niet meer rendabel, onder andere door het beschikbaar komen van kunstmest, veevoer en aardgas.

Zomermaaien

Zomermaai-beheer (hooilandbeheer) werd uitgevoerd om hooi voor het vee te oogsten. Hooilandbeheer was niet gangbaar in verlandingsvegetaties in Wieden en Weerribben vóór de zestiger jaren. Voor de vervening werd het gebied maar extensief gebruikt. Hoogveengroei was gestopt en het veen was zodanig goed te betreden dat vee geweid werd. Voor de dorpen die tijdens de vervening ontstonden, als Kalenberg, Dwarsgracht, was de gebruikelijke oppervlakte grasland voor vee was niet aanwezig. Vee kon alleen geweid worden op plaatselijke aanwezige onverveende percelen (zegge- en broekveenbodem), ribben en een enkel rivierduin. Er was dus een tekort aan weidegrond om vee te houden, want kraggeland is ongeschikt voor beweiding. Geen vee betekende ook geen noodzaak voor winning van veel hooi, dus weinig zomermaai-beheer. Vaak hadden boeren slechts enkele stuks vee (één of twee koeien) (mm Van Leeuwen). Pas toen het gebied in natuurbeheer kwam, heeft zomermaai-beheer een grote vlucht genomen. In de Weerribben was het vooral verlaten, meestal relatief droog en/of verzuurd rietland dat in de zomer gemaaid werd (mm van Leeuwen).

In Loosdrecht en Kortenhoef was in de jaren '50 het gemiddeld landbezit van een boer 12 ha weiland met 10-20 koeien. Dit land bestond deels (soms wel tot de helft) onland; land op met kraggen verlande petgaten. Dit onland werd gebruikt als hooiland, rietland of voor houtproductie; zo leverde het nog iets op. In Loosdrecht en Weersloot waren er in de jaren '60 nog veel door particulieren (zomer)gemaaide trilvenen, soms met Schorpioenmossen (mm Weijs). Het oogsten van rietland (wintermaaien) was vaak economisch rendabeler dan het maaien van trilveen of ruigte. Zeer productieve hooilanden konden echter wel 3x per jaar gemaaid worden en om deze reden werden in Het Hol ook wel eens rietlanden in hooiland omgezet door de rietzodden met bagger te bedekken en in te zaaien met zaad dat uit hooi verkregen werd (mm Weijs).

Riet verdraagt zomermaai-beheer slecht. Hierdoor kon op sommige kraggen met zomermaai-beheer trilveen ontstaan. In De Weerribben heeft Staatsbosbeheer na aankoop vanaf de jaren '60 een deel van de percelen die in wintermaai-beheer waren, in zomermaai-beheer genomen. Het maaien werd vroeger, zelfs tot in de jaren '80, nog met een zeis gedaan (mm Van Overeem, Barendreg). Kragges waren daardoor eerder begaanbaar dan toen het maaien door machines werd overgenomen (mm Barendregt). Voor de Stobberribben, een van de eerste percelen die door Staatsbosbeheer werden aangekocht, werd een speciale machine ontworpen om de kragge in de zomer te kunnen maaien (mm Van Leeuwen). Uit Westbroek is bekend dat hier ook Holpijpvegetaties gemaaid werden om te gebruiken als bedding voor het vee (mm Verhoeven).

Wintermaaien

Rietlanden waren in wintermaai-beheer. Dan werd het Riet geogst dat voor daken gebruikt werd. Dit Riet moest weliswaar dun zijn, maar niet te kort. Daarom was het Riet uit de laagveengebieden hier wel geschikt voor, in tegenstelling tot Riet uit het Rivierengebied (mm Den Held). In de jaren '50 werd het Riet goedkoper door import uit de Oostbloklanden. Hierdoor werd de rietteelt minder rendabel en heeft Staatsbosbeheer percelen aan kunnen kopen in de Weerribben. Toen het Riet weer duurder werd, zijn veel van deze percelen weer verpacht aan de riettelers (mm Van Leeuwen). Door goedkope import uit China is de rietteelt nu weer marginaal (mm Den Held). In de Oostelijke Vechtplassen was er tot 1990 nog een rieteler actief (mm Weijs). Op de momenten dat er ijs lag in de winter, konden ook jonge kraggen die in de zomer nog niet betreden konden worden, gemaaid worden (mm Van Wirdum). Of het daadwerkelijk gebruik was jonge kraggen al te maaien, is niet duidelijk. Cusell vroeg huidige beheerders in de Wieden-Weerribben hoe dit vroeger gedaan werd en sommigen vertelden dat hun grootvaders dit wel deden en anderen dat dit juist niet gedaan werd (mm Cusell).

Bladriet snijden

Een economisch belangrijke activiteit die in zowel de Oostelijke Vechtplassen, Nieuwkoopse Plassen als de Wieden-Weerribben plaatsvond, was het snijden van 'bladriet' om in de winter de bollen in de Bollenstreek mee af te dekken tegen de vorst (mm Den Held, Van Leeuwen, Weijs, Kuiper). In het najaar werden daarvoor rietruigtes, waar zo weinig Riet stond dat het niet rendabel was voor de rietteelt,

gemaaid. In de Weerribben was dit met name in de jaren '50 een belangrijke activiteit en werd van grote oppervlakten bladriet gesneden (mm Van Leeuwen). In de Nieuwkoopse Plassen werd er nog tot 1975 bladriet gesneden (mm Den Held). Vanuit de Oostelijke Vechtplassen werd bladriet met dekschuiten naar de Bollenstreek vervoerd (mm Weijs). Het bladrietsnijden was niet meer rendabel toen men stro ging gebruiken in de bollenteelt (mm Weijs). Het effect van het snijden van het bladriet was dat de rietruigtes niet overgingen in struweel, maar rietland bleven.

Hout kappen/boompjes trekken

Totdat er in 1962 aardgas ter beschikking kwam, werd hout door bewoners gebruikt voor verwarming. Tot die tijd werd het hout uit de Oostelijke Vechtplassen ook door bakkers gebruikt om hun ovens mee te stoken (mm Weijs). Vooral in de Hongerwinter is alles gekapt dat gebruikt kon worden. Toen er geen noodzaak meer was om de bomen te rooien, is er veel moerasbos ontstaan (mm Weijs). Nu wordt er weer bos gekapt om om te vormen tot trilvenen (mm Beltman, Barendregt). Deze percelen ontwikkelen zich echter niet zo goed als de oorspronkelijke hooilanden (mm Verhoeven). Nadat er 25-40 jaar veenbos is geweest, zijn er geen zaden van doelsoorten meer aanwezig (mm Beltman). Een probleem is daarnaast dat stobben overblijven na het rooien; hierdoor zit de kragge via de boomwortels vast aan de ondergrond (mm Barendregt).

Peilbeheer op perceelsniveau

Om de rietteelt of (botanisch) hooiland te optimaliseren, regelden pachters en terreinbeheerders zelf lokaal het peil van hun percelen door percelen te bevoelien, water vast te houden of juist water uit te malen bij hoge waterstanden. Van de Weerribben is bekend dat op 95% van de percelen het peil op een of andere manier lokaal geregeld werd (mm Van Leeuwen).

Landwinning

Omdat land schaars en economisch belangrijk was, werd er door agrariërs vroeger veel aan gedaan om land aan te winnen en verlanding te stimuleren. Bekend is het citaat van Staring (1846) waarin beschreven wordt hoe in de omgeving van Giethoorn jonge verlandingen gesneden werden, aan elkaar geknoopt en naar het eigen land werden gevaren om daar het perceel uit te breiden. Dit was lange tijd gemeengoed. Dit was nog gebruik toen Sam Segal in De Wieden onderzoek deed. Hij heeft zelf nog gezien hoe een boer in de Belterwieden stukken kragge hiervoor oogstte. Deze manier van landaanwinning vond toen echter niet op grote schaal plaats (mm Segal). In de Vechtstreek gebeurde dit ook (mm Barendregt). Daarnaast stimuleerden boeren hier verlanding die aan de waterkant van hun percelen plaatsvond. Zodra dit enigszins begaanbare kraggen waren, maaiden ze en vormden dit om tot grasland (mm Barendregt). Dit was tot in de jaren 50 nog een gangbare methode om land aan te winnen. In Loosdrecht werd sinds 1880 op die manier ongeveer 20% meer agrarisch land gecreëerd, terwijl in totaal ongeveer evenveel agrarisch land in de loop der tijd aan bebouwing en recreatie verviel (mm Barendregt).

Bemesten, baggeren, land ophogen

Voor de komst van kunstmest werd er bagger gebruikt uit sloten en petgaten om rietlanden, akkers en weilanden mee te bemesten en op te hogen (mm Van Overeem, Schmitz). In 't Hol werd er daarbij Galigaan aan de onderkant gelegd om het geheel te verstevigen. Bij vorst vroom dit dan goed aan (mm Van Overeem). Tot in de jaren '80 werd bagger nog het weiland op of het bos in gespoten (mm Van Overeem). Naast bagger werden ook waterplanten geoogst om de percelen mee te bemesten. Dit werd in de Vechtstreek tot in het begin van de 20^e eeuw nog zo grootschalig gedaan, dat dit verhinderde dat open water verlandde (mm Verhoeven). Voor het ophogen van land werd verder van alles gebruikt, ook puin en vuilnis (mm Schmitz, Barendregt).

Schonen

In de laagveengebieden werden, en worden, sloten geschoond. Omdat men met de boot het land moest bewerken en de oogst moest transporteren, werden vaarroutes van waterplanten ontdaan. Ook mocht van de respectievelijke water- en hoogheemraadschappen de aan- en afvoer van water niet geblokkeerd worden en is schouwplicht nog steeds in de waterschapsleggers vastgelegd. In praktijk betekent dit dat er in het gebied van bijvoorbeeld Waternet de plicht bestaat sloten die de scheiding vormen tussen verschillende landeigenaren, zowel tussen agrariërs onderling

als tussen natuureigenaren en agrariërs, te schonen. De hoofdwatgangen worden hier door Waterschap Amstel, Gooi & Vechtstreek zelf geschoond, maar in Molenpolder, Westbroek en Oostelijke Binnenpolder Tienhoven liggen geen hoofdwatgangen meer. Natuureigenaren kunnen een ontheffing aanvragen voor de schouwplicht (mm Rip). Het schonen kan duidelijke effecten hebben op de verlanding. Sloten die vroeger niet jaarlijks geschoond werden, moesten vanaf een plank met een snijzeis weer opengesneden worden, zo snel verliep de verlanding (mm Van Overeem). In de jaren '70 in het Tienhovens Kanaal een uitgestrekte Krabbenscheervegetatie weggehaald omdat hier een kanoroute moest komen. Beltman kent een recente verlanding in de Oostelijke Binnenpolder in een sloot die erg breed was aangelegd omdat hier pramen elkaar moesten kunnen passeren. Omdat hier alleen vanaf het land geschoond is, kon de verlandingsvegetatie in het midden van de sloot blijven liggen en vond hier binnen 20 jaar verlanding van open water naar wilgenstruweel plaats (mm Beltman). In de Wieden-Weerribben worden alleen de grote watgangen nog geschoond, niet de sloten tussen percelen van de natuurbeheerders. Van Leeuwen waarschuwt echter dat dit ook negatieve gevolgen kan hebben voor de terrestrische vegetaties; in wegzijgingsgebieden leidt verlanding van deze sloten tot een hollere waterspiegel in de percelen. Zijn ervaring is dat hier dan vaker rompgemeenschappen ontstaan (mm Van Leeuwen).

2.4.5 Snelheid van verlanding

Uit mondelinge overlevering uit de tijd van de verveningen is bekend dat op plekken waar verveners op jonge leeftijd veen wonnen, weer turf gewonnen kon worden als verveners oud waren (mm Barendregt, Van Wirdum). Binnen een eeuw was open water dus weer veen geworden (mm Barendregt). Nog steeds lijkt de verlanding met deze snelheid te verlopen. Weijs kent een verhaal van een trilveen in Westbroek waarvan iemand hem vertelde dat het in de jaren '20 nog open water was en hij er gevist had (mm Weijs). Eenzelfde verhaal is uit de jaren '50 bekend van Het Maatje of De Vlake in De Wieden, waar de vader van een opzichter nog gevist had. Uit luchtfoto's blijkt echter dat het hier in 1936 al verland was (mm Van Wirdum, Cusell). Beltman kent iemand die in zijn jeugd nog gezwommen had in een van de petgaten in Tienhoven dat binnen 50-60 jaar moerasbos is geworden.

Ook de afgelopen decennia hebben deskundigen zelf verlanding zien plaatsvinden: Van Overeem noemt een plas in 't Hol waar hij 33 jaar geleden nog heeft gevaren en nu zodanig is verland dat er gemaaid kan worden (mm Van Overeem). In een sloot in Westbroek is een sloot met Krabbenscheer die niet gemaaid werd, in 10-15 jaar Wilgenstruweel geworden (mm Beltman). In de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven werd een sloot waar in 1994/1995 nog een mat van Krabbenscheer was, en 10 jaar daarvoor nog open water, binnen 5 jaar trilveen; daarna kwam er Harig wilgenroosje en Wilgen in en werd het binnen nog 5 jaar Wilgenstruweel (mm Beltman). In het algemeen blijven petgaten vaak lang in het stadium met open water, maar als dan eenmaal verlanding op gang komt, kan het snel gaan (mm Verhoeven). Volgens Beltman zijn er geen redenen om aan te nemen dat de snelheid van verlanding, als verlanding eenmaal op gang is gekomen, momenteel anders is dan vroeger; de waterkwaliteit is goed en als de diasporen er zijn, zal de verlanding even snel verlopen (mm Beltman). Roelofs denkt dat eutrofe verlanding momenteel zelfs sneller verloopt, omdat er nog veel voedingsstoffen in de waterbodem zitten en helofyten deze met hun wortels op kunnen nemen. Cusell ziet dat er zich op Krabbenscheervegetaties die nog niet beheerd kunnen worden al snel Elzen, Berken en Wilgen vestigen (mm Cusell). Westhoff tekende echter in zijn tijd ook al op dat jonge drijftillen bomen hadden (mm Verhoeven). Segal kent de vestiging van bomen op jonge Krabbenscheerverlandingen ook uit eigen waarnemingen uit de jaren '60. Het waren toen vooral de eutrofe plekken waar dit gebeurde (mm Segal). Mogelijk vestigen boompjes zich nu sneller en eerder dan vroeger door de verhoogde stikstofdepositie (mm Cusell, Verhoeven) en aanvoer van fosfor uit de landbouw (mm Verhoeven).

2.4.6 Belangrijkste factoren in het op gang krijgen van verlanding

Oppervlaktewaterkwaliteit

Toen de kwaliteit van het oppervlaktewater vanaf de jaren '50 verslechterde, leidde dit tot de sterke degradatie in waterplantenvegetaties in de Nederlandse laagveengebieden. Over welke stoffen deze vegetaties precies de das om hebben gedaan, verschillen de meningen. Deels waren het waarschijnlijk de hoge concentraties voedingsstoffen, die op sommige plekken tot algenbloei leidden, waardoor ondergedoken waterplanten geen kans meer kregen, deels de hoge concentraties aan sulfaat, chloride, zware metalen of herbiciden. Van Krabbenscheer is bekend dat de soort vrij eutrofe standplaatsen preferereert (mm Van Wirdum, Roelofs, Kuiper). Het lijkt daarom waarschijnlijker dat de achteruitgang van Krabbenscheer verklaard kan worden door hoge concentraties aan de anorganische toxinen sulfide en ammonium (mm Roelofs). Omdat Krabbenscheer een hoge behoefte heeft aan kalium, en ammonium de opname van kalium bemoeilijkt, lijkt vooral de verhouding tussen ammonium en kalium van belang (mm Cusell). In de Wieden-Weerribben lijkt het voorkomen van Krabbenscheerverlandingen goed verklaard te worden door de verhouding tussen kalium en ammonium in het poriewater van de sliblaag (mm Cusell). Mogelijk ontstaat de ophoping van ammonium in de sliblaag door de hoge stikstofdepositie (mm Roelofs, Cusell).

Slangenwortel is beter bestand tegen deze toxische stoffen dan Krabbenscheer. Voor Slangenwortel is het waarschijnlijk eerder de eutrofiëring van oevers, waardoor de soort de concurrentie verloor van hoog opgaande planten en sterk achteruit ging (mm Roelofs). De waterkwaliteit van het oppervlaktewater is inmiddels in een groot deel van de laagveengebieden sterk verbeterd. Het inlaatwater is minder eutroof en wordt vaak ook nog bij inlaat gedefosfateerd. Ook wordt er op plekken met een flexibeler peil minder water ingelaten dan vroeger. De kweldruk is echter nog steeds laag op plekken die vroeger kwel kenden. Door deze veranderingen is het oppervlaktewater zo arm geworden aan calcium en andere bufferende stoffen dat de vraag is of er in de toekomst nog wel verlanding met soorten van gebufferd water of ontwikkeling naar trilveen op zal treden (mm Den Held, Van Leeuwen). Dit speelt in De Wieden-Weerribben en Nieuwkoopse Plassen, maar ook in afgesloten petgaten in de Oostelijke Vechtplassen, zoals in Ankeveen en 't Hol (mm Weijs). De vraag is echter of het erg is als er hier op den duur weer een hoogveenlandschap zou ontstaan (mm Van Leeuwen, Van Wirdum).

Kwel

Hoewel de waterkwaliteit verbeterd is, is de kweldruk in het Oostelijk Vechtplassengebied nog niet hersteld. Barendregt ziet de sleutel van herstel van het gebied in het terugbrengen van de kwel; volgens hem is, vanwege de erfenis van vervuiling uit het verleden die nu nog in de bodem en het grondwater aanwezig is, het doorspoelen van het systeem met schoon, basenrijk water onder grote druk de enige remedie om de verlandingsvegetaties echt te herstellen (mm Barendregt). Vanwege het gebrek aan kwel probeert Waternet opgekweld grondwater in de toekomst langer door het systeem te leiden, in plaats van dat het gelijk afgevoerd wordt. In Kortenhoef loopt nu een project waarin grondwater dat in de randen van de Horstermeer is opgepompt, in de zomer wordt ingelaten (mm Van Overeem, Rip). Dit heeft een positief effect op Krabbenscheer gehad, maar zou waarschijnlijk nog meer effect hebben als het water jaarrond wordt ingelaten (mm Van Overeem). Omdat dit water nog erg rijk aan fosfor is, zal het binnenkort gedefosfateerd worden. Het systeem waarin opgekweld grondwater gedefosfateerd wordt en vervolgens door meerdere polders gevoerd wordt, zal op meerdere plekken in de Oostelijke Vechtplassen worden ingevoerd (mm Rip). Oppervlaktewater is echter niet hetzelfde als kwelwater. Juist de druk en zuurstofloosheid van de kwel zorgen ervoor dat basen en ijzer in de wortelzone van de vegetatie doordringen en zo verzuring en eutrofiëring tegengaan.

Peil en peilfluctuatie

In 2015 introduceert Waternet een nieuw peilbesluit voor de polders Westbroek, Binnenpolder Tienhoven en Molenpolder. Vanaf 2015 wordt een nieuw peilbesluit voor Ankeveen en Kortenhoef voorbereid. In het voorstel dat er voor het peilbesluit in Westbroek, Binnenpolder Tienhoven en de Molenpolder ligt, wordt een aantal zaken aangepast ten opzichte van het huidige peilbesluit. De belangrijkste veranderingen voor de natuurgebieden zijn dat er een enigszins flexibel peilbeheer wordt ingevoerd,

in plaats van het nu vaste en omgekeerde zomer- en winterpeil, en dat het gemiddelde peil in de Oostelijk Binnenpolder Tienhoven wordt opgezet (mm Rip).

Over de precieze invloed van peil- en peilfluctuaties op verlanding zijn de laagveendeskundigen het niet geheel eens. Waterstandsfluctuaties kunnen positief zijn voor verlanding, omdat ze kieming stimuleren bij uitdrogen (mm Verhoeven, Weijs). De waterstand moet dan niet te snel weer stijgen, want dan verdrinken deze gekiemde planten weer (mm Verhoeven). Als vastgeslagen kragges gedurende meer dan een paar weken overstromen, zou dat betekenen dat planten die geheel onder water zouden staan, dood zouden gaan (mm Verhoeven). Er wordt gezegd dat de verlanding in de Wieden-Weerribben pas goed op gang is gekomen na de introductie van een vast peil, maar dit is nooit goed onderbouwd (mm Van Wirdum). Barendregt maakt zich echter juist zorgen over het ontbreken van dynamiek en overstroming, waardoor bij het huidige starre peil snel verzuring optreedt (mm Barendregt). Winterinundatie was voor de peilregulatie in West-Nederland heel gewoon (mm Verhoeven). Eigenlijk zouden kragges in de winter 20 cm onder water moeten staan, maar het flexibele peil dat door sommige waterbeheerders gevoerd wordt, is alleen flexibel in de zomer; in de winter mag het peil niet te ver stijgen en wordt water afgevoerd (mm Barendregt). Dit geldt overigens niet voor het nieuwe peilbesluit voor het Noorderpark; hier mag het water (tot een bovengrens) vrij fluctueren. Beltman ziet het als positief dat bij een flexibel peil geen water van mindere kwaliteit hoeft te worden ingelaten; tijdelijke droogval is minder erg (mm Beltman). De waterkwaliteit van inlaatwater is echter wel veel beter van kwaliteit geworden (mm Verhoeven). In een peilexperiment in petgaten in de Lokkenpolder in de Weerribben, die afgesloten werden en waar het peil kon fluctueren, leidde dit tot een peilfluctuatie van 20 cm en een zodanige invloed van regenwater dat het EGV daalde tot onder 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (mm Van Leeuwen). Bij lagere waterpeilen in de zomer kunnen trilvenen vastslaan en gaan verzuren (mm Weijs). Volgens Roelofs kunnen trilvenen wel een fluctuatie van 40 cm aan; in Polen zijn er onder die omstandigheden ook trilvenen (mm Roelofs). Hij wijst er verder op dat peilfluctuaties nu door de verhoogde stikstofdepositie noodzakelijk zijn. Alleen door gekoppelde nitrificatie-denitrificatie raak je voldoende stikstof kwijt (mm Roelofs).

De voorgestelde peilverhoging in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven heeft als doel om de waterstand voor terrestrische vegetaties te verbeteren (mm Rip). Als gevolg hiervan wordt het stijghoogteverschil met het grondwater kleiner en zal er minder kwel optreden in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven. Van Overeem en Roelofs vrezen dat de vegetatie hiervan te lijden zal hebben.

Bodemkwaliteit oevers

Veel van de karakteristieke kraggevormende plantensoorten groeien vanaf de oever het water in. De oevers van de legakkers zijn echter van andere kwaliteit dan enkele eeuwen geleden. Ten tijde van de verving bestonden deze legakkers uit onveraard veen. Door het huidige lagere waterpeil zijn deze oevers echter veraard (mm Weijs). Daarnaast zijn de meeste oevers in de Vechtstreek voor de landbouw bemest geweest (mm Weijs). De inlaat van sulfatrijk water heeft daarnaast geleid tot verdere degradatie van de oevers (mm Roelofs). Deze veranderingen hebben geleid tot een veel hogere nutriëntenbeschikbaarheid in de oevers en op de legakkers. Hierdoor verliezen soorten met een horizontale groeistrategie die het water in kruipen, zoals Slangenwortel of Moerasvaren, de concurrentie van verticale groeiers als Kleine lisdodde, Riet, Waterscheerling en Pluimzegge (mm Roelofs). Oeververrijking heeft op sommige plekken ook plaatsgevonden doordat bij het graven van nieuwe petgaten het materiaal dat bij het graven vrij kwam op de legakkers is gelegd, zoals in Westbroek. Hierdoor zijn de oevers rijk aan fosfaat en kan zich niet de juiste oevervegetatie vestigen (mm Roelofs, Van Overeem).

Dispersie

De precieze problematiek die dispersie momenteel voor sommige soorten met zich mee brengt, is niet geheel duidelijk. In Westbroek lieten nieuw gegraven petgaten waarin nog een oude sloot zat een veel snellere vegetatie-ontwikkeling zien dan petgaten waarin geen sloot met waterplanten zat (mm Beltman, Rip). Naar één van de geïsoleerd aangelegde petgaten in Westbroek, die gedomineerd werd door Waterpest, is later een sloot aangelegd, waar vanuit Kranswieren en Krabbescheer vervolgens het petgat in liepen (mm Beltman). Ook de stromingsrichting van het water speelt een rol; als planten zich vanaf benedenstrooms door een serie petgaten moeten verspreiden,

zoals in sommige petgaten in De Wieden, gaat dit moeizamer (mm Beltman). Alleen petgaten waarin Krabbenscheer gemakkelijk kon komen, kregen snel vegetatie-ontwikkeling. Volgens Verhoeven is dispersie voor Krabbenscheer hier een belangrijke factor. Ook Van Leeuwen constateert dispersie van planten mogelijk een probleem is, omdat het na aanleg vaak lang duurt voordat er voor het eerst vegetatie-ontwikkeling in petgaten optreedt (mm Van Leeuwen). Cusell deed experimenten met het uitzetten van Schorpioenmossen op Krabbenscheermatten en vegetaties met Moerasvaren en Waterdriblad waar nog geen Schorpioenmossen stonden. De mossen handhaafden zich goed op deze nieuwe plekken. Dit geeft aan dat er mogelijk een probleem voor Schorpioenmossen met dispersie of kieming is (mm Cusell). Schorpioenmossen kapselen echter wel in sommige jaren, dus het is niet echt te verwachten dat er op langere termijn een probleem met verspreiding zou zijn (mm Van Wirdum). Weijs en Van Overeem voeren aan dat veel kraggevormers zoals Kleine lisdodde, Moerasvaren en Riet overal wel aanwezig zijn, en dat dit dus niet het ontbreken van jonge verlanding kan verklaren. In de nieuw gegraven petgaten van Natuurmonumenten in het Vechtplassengebied is in de helft wel eens Krabbenscheer gesignaleerd, maar de planten verdwenen weer. Dit zou betekenen dat dispersie voor Krabbenscheer niet zo'n probleem vormt. Ook hebben in Ankeveen kortstondig tienduizenden exemplaren Grote boterbloem gestaan, die vervolgens ook weer verdwenen (mm Weijs, Van Overeem). Ook Van Wirdum en Barendregt geloven niet dat dispersie voor algemene soorten als Krabbenscheer, Waterdriblad en algemene helofyten een rol speelt. Dit zou alleen een rol spelen voor echt zeldzame soorten als Slank wollegras, orchideeën en laagveenmossen (mm Barendregt).

Vraat

In de Oostelijke Vechtplassen in de graasdruk de afgelopen tien tot vijftien jaar sterk toegenomen (mm o.a. Beltman, Barendregt, Van Overeem, Weijs, Rip), in tegenstelling tot in de andere grote Nederlandse laagveengebieden (mm Van Wirdum, Van Leeuwen). Vraat door ganzen, zwanen, meerkoeten, muskusratten en Amerikaanse rivierkreeften kunnen hier een groot effect hebben op zich ontwikkelende jonge verlandingsvegetaties (mm Van Overeem, Weijs, Beltman, Barendregt, Verhoeven). Na aanleg van de petgaten hebben zwanen in sommige petgaten de Kranswiervetplanten weggegeten, waarna er geen vegetatie-ontwikkeling meer op gang kwam (mm Van Wirdum). Ook knopen van Fonteinkruid zijn in Tienhoven definitief weggegeten door zwanen (mm Beltman). In Westbroek heeft een Muskusratteninvasie een jonge verlanding met Riet en Lisdodde gesloopt (mm Beltman). Riet wordt met name door ganzen weggegeten. Hierdoor is veel Riet in Loosdrecht aan het verdwijnen (mm Weijs). Krabbenscheer heeft met name te lijden van vraat door zwanen, meerkoeten, ganzen (volgens Roelofs van ganzen minder omdat deze niet door dichte Krabbenscheervelden heen zwemmen), muskusratten en Amerikaanse rivierkreeft (mm Roelofs, Van Leeuwen, Beltman, Barendregt, Van Overeem). Deze invasieve exoot heeft zich de afgelopen 10 jaar over de Oostelijke Vechtplassen verspreid en komt nu in sommige gebieden, zoals de Molenpolder, in grote dichtheden voor en knipt de vegetatie kapot (mm o.a. Beltman, Barendregt). Binnenkort gaat Amerikaanse rivierkreeft commercieel bevestigd worden voor verkoop aan restaurants (mm Beltman). Ook voor de komst van Amerikaanse rivierkreeft was er echter weinig ontwikkeling van jonge verlandingsvegetaties, dus het wegvangen van het beest betekent niet dat dan het probleem opgelost is (mm Barendregt). Verlanding zou mogelijk wel sneller verlopen als er geen ganzen en Amerikaanse rivierkreeften zouden zijn (mm Beltman). Barendregt ziet als gevaar van commerciële kreeftenvangst dat de dieren mogelijk bijgevoerd zullen worden zodra de populatie kleiner wordt. Weijs en Van Overeem betwijfelen of het zeer recente plotselinge verdwijnen van Krabbenscheervelden in bijvoorbeeld De Suikerpot aan Amerikaanse rivierkreeft kan worden toegeschreven, omdat er daar al langere tijd Amerikaanse rivierkreeften zaten.

Ganzen vormen ook een probleem voor de oever; op plekken waar ze veel zitten, zoals in de Binnenpolder Tienhoven vind je grote vlakten met Knikkend tandzaad (*Bidens cernua*) (mm Weijs). Afgesloten gebieden, zoals de Binnenpolder Tienhoven, hebben meer last van ganzen dan gebieden waar veel mensen komen, zoals Westbroek (mm Weijs). Met inrichting en uitrastering zouden jonge verlandingsvegetaties tegen (ganzen)vraat beschermd kunnen worden (mm Roelofs, Rip). Het systeem moet de graasdruk uiteindelijk wel kunnen dragen en de vraag is of dat kan bij de huidige populatie-omvang van ganzen (mm Rip).

Karakteristieken en beheer petgaten

Omdat alle oude petgaten al verland waren, hebben terreinbeherende organisaties de laatste decennia nieuwe petgaten aangelegd, onder andere in De Wieden-Weerribben, Oostelijk Vechtplassengebied (o.a. Westbroek, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Stichts Ankeveen, Loosdrecht en Hollands-Ankeveen) en de Nieuwkoopse Plassen. Den Held denkt dat het aanleggen van nieuwe petgaten een succesvollere maatregel is om weer baserijke kragges te krijgen dan het afplaggen van oude kragges, die vaak snel weer verzuren. Van Wirdum vraagt zich echter af of al deze graafwerkzaamheden niet wat veel zijn en er niet gewoon geaccepteerd moet worden dat de successie verder gaat.

Bij het aanleggen van de petgaten is veel ervaring opgedaan met verschillende vormen van petgaten en de effecten daarvan op vegetatie-ontwikkeling. In Westbroek is er bewust voor gekozen om alle petgaten andere dimensies te geven om te kijken wat het beste resultaat opleverde: de petgaten kregen dieptes van respectievelijk een halve, één en twee meter. Er is voor gekozen om de gaten niet te diep te maken, omdat de graafwerkzaamheden binnen drie jaar gerealiseerd moesten zijn. Sommige hebben een helling richting de Utrechtse Heuvelrug en andere richting De Vecht gekregen. Ook is er geëxperimenteerd met oevervorm: in het begin kregen de petgaten een rechte oever, later zijn ze juist met een flauw talud aangelegd (mm Beltman).

Ondiepe petgaten verlanden sneller dan diepe (mm Van Wirdum, Weijs, Beltman). Meer dan 1,20 m (Van Overeem) of 1,5-2 m (Van Wirdum) zou te diep zijn. In het Oostelijk Vechtplassengebied zijn de petgaten in het algemeen ondieper dan in de Wieden-Weerribben, Nieuwkoop en het Ilperveld (mm Van Wirdum). Naast de diepte speelt ook de grootte een belangrijke rol (mm Rip, Verhoeven, Van Wirdum, Barendregt). In grote petgaten heeft de wind meer vat op de verlandingsvegetaties en vindt afkalving plaats. Plassen met een ronde vorm zijn wat dat betreft het ongunstigst voor verlanding; in de langwerpige petgaten zijn altijd hoeken waar het luwer is. Het open Nederlandse landschap is wat dat betreft ongunstig voor verlanding (mm Verhoeven). In Westbroek is gewerkt met dwarsdammen; juist vanuit deze dwarsdammen zie je vaak de verlanding op gang komen (mm Beltman). Den Held zou juist willen adviseren om de nieuwe petgaten niet af te dammen, zodat er een trofiegradiënt van de sloten naar de kop van het petgat kan ontstaan. Bij afdamming bestaat het risico dat het petgat een regenwaterreservoir wordt (mm Den Held). In veel gebieden, zoals Westbroek, zijn nieuwe petgaten echter met duikers met grotere watergangen verbonden, zodat deze isolatie minder snel optreedt (mm Rip).

Het is niet duidelijk of de ligging op de windrichting van belang is. Sommige deskundigen zien dat verlanding eerder aan de luwe westzijde plaatsvindt (mm Van Wirdum, Beltman), terwijl dit volgens anderen niet uitmaakt (mm Weijs, Van Leeuwen, Barendregt). Petgaten mogen echter ook niet weer te smal zijn, omdat er anders geen ruimte is voor waterplanten (mm Beltman). Grote petgaten trekken meer ganzen aan (mm Weijs). De reden dat er in de Binnenpolder Tienhoven ook grote petgaten zijn aangelegd, was dat men de belasting vanuit omringende landbouw zo klein mogelijk wilde maken door ervoor te zorgen dat er een groot volume oppervlaktewater was (mm Van Overeem).

Petgaten met flauwe oevers verlanden gemakkelijker dan petgaten met steile oevers (mm Beltman, Van Overeem, Rip, Van Wirdum). Soms konden de opnieuw uitgegraven petgaten in de Oostelijke Vechtplassen echter niet anders dan met steile oevers worden aangelegd, omdat bestaande slootkanten steil waren (mm Van Overeem). Als er nog rhizomen van Riet aanwezig zijn in legakkers die vroeger sloten geweest zijn -dit betreft een aanzienlijk deel van de legakkers- loopt Riet van daaruit sneller het water in (mm Van Wirdum). Vanuit afgesneden kragges blijkt in praktijk juist geen verdere verlanding te ontstaan, dus het heeft weinig zin om deze in je petgat aan te leggen (mm Weijs).

In de Weerribben werden tot in de jaren '90 petgaten uitgegraven door met een dragline de kragge te verwijderen, maar de onderliggende sliblaag te laten zitten. Dit had een negatief effect op de verlanding (mm Van Leeuwen). Als er echter met zware machines en rijplaten in het petgat wordt gereden, wordt de bodem dichtgereden,

zoals in Ankeveen is gebeurd en kan er ook moeilijker verlanding optreden (mm Beltman, Van Overeem). Bij het graven van de petgaten in Westbroek is een dragline op een vlot in het petgat gezet, wat goed werkte (mm Beltman). Een aantal petgaten is bij het graven droog gepompt. Deze liepen binnen een dag weer vol. Deze tijdelijke droogval had een zeer positief effect op de kieming van Kranswieren en waarschijnlijk ook van Kleine lisdodde (mm Beltman). Sommige petgaten zijn tot op de zandbodem uitgegraven, terwijl bij andere nog veen is blijven zitten. Vanuit stukjes veen dat was blijven zitten kwamen in een petgat in Westbroek binnen drie jaar Kleine lisdodde en Riet op (mm Beltman). Ook in de Binnenpolder Tienhoven is op de plek waar wel restveen te vinden is, een van de mooiste verlandingsvegetaties ontstaan, en in de Suikerpot kwam op restveen binnen twee jaar Riet op, terwijl er in de rest van het petgat niets gebeurde (mm Weijs). Verlanding vindt echter zowel op veen- als op zandbodem plaats (mm Beltman, Weijs).

Uit onderzoek van Cusell bleek dat petgaten in de Wieden-Weerribben minimaal 20 jaar oud waren voor er Krabbenscheerverlanding optrad en kan het gebrek aan verlanding in de nieuwe petgaten in de Oostelijke Vechtplassen mogelijk worden verklaard door de jonge leeftijd van de petgaten. Wat de sturende factor was, was niet duidelijk (mm Cusell). Barendregt, Van Overeem en Weijs geloven niet dat leeftijd sturend is in de verlanding. Mogelijk speelt de dikte van het sapropelium, dat bij opnieuw uitgraven van oude petgaten soms achterblijft, een rol (mm Van Leeuwen).

In de Wieden-Weerribben was het ten tijde van de vervening gebruik om een laag bonkveen (circa 20 cm) weer terug te gooien (mm Van Leeuwen, Van Wirdum). Verhoeven denkt dat dit mogelijk ook in de Oostelijke Vechtplassen algemeen gebruik was. Van Wirdum en Van Leeuwen hebben nooit waargenomen dat dit bonkveen is gaan opdrijven. In het westen van De Weerribben was dit veen te kleiig om te gebruiken. Van Leeuwen denkt niet dat het opdrijven van bonkveen in het gebied een rol heeft gespeeld in de verlanding. In de Nieuwkoopse Plassen wordt het opdrijven van veen in bepaalde stukken wel veel waargenomen. Dit beperkt zich niet tot veengrond alleen; soms komen hele palenoevers mee. Dit is geen bonkveen, maar de onderkant van het ondergedoken veen. Op dit veen vestigt zich momenteel Harig Wilgenroosje snel. Het is goed mogelijk dat het opdrijven van dit veen hier een rol speelt in de verlanding (mm Den Held, Schmitz).

Het werken met vloten in petgaten, zoals in dit project gedaan wordt, is volgens Van Wirdum kansrijk. Ook is interessant wat er straks in de luwte van de vloten gebeurt (mm Rip). Roelofs beveelt aan om de vloten vast te leggen, zodat helofyten in de waterbodem kunnen wortelen en daaruit nutriënten op kunnen nemen. Verlandingsvegetaties kunnen niet ontstaan als ze alleen de nutriënten uit het oppervlaktewater tot hun beschikking hebben (mm Roelofs).

Een cruciaal onderdeel van de aanleg van nieuwe petgaten is het vervolgbeheer. Vaak wordt hier van te voren te weinig bij stilgestaan (mm Weijs, Van Overeem). Een beheer voeren zoals in de jaren '50 werd gedaan, is nu echter niet meer te betalen (mm Van Leeuwen, Kuiper).

2.5 Waterkwaliteitsveranderingen Oostelijke Vechtplassen

Om de opgetreden veranderingen in jonge verlandingsvegetaties in de Oostelijke Vechtplassen (paragraaf 2.2 en 2.3) te kunnen koppelen aan de waterkwaliteit, worden in deze paragraaf de volgende onderzoeksvragen behandeld:

- Welke veranderingen in oppervlaktewaterkwaliteit zijn er gelijktijdig met deze vegetatieveranderingen opgetreden?
- Wat is de huidige waterkwaliteit in de verschillende deelgebieden van de Oostelijke Vechtplassen?

Voor de analyse zijn oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens gebruikt van zowel externe bronnen – Amstel, Gooi en Vechtstreek, rapporten van verschillende auteurs- als verzameld in dit onderzoek (paragraaf 3.1).

Vanaf de jaren '60 namen de concentraties van nutriënten (fosfaat, ammonium) en van chloride en sulfaat in het water van de Vecht toe. Door gebruik van dit water als inlaatwater in de natuurgebieden, werden in gebieden waar veel water werd ingelaten, zoals de Molenpolder en de Tienhovense Plassen, eveneens zeer hoge concentraties van deze macro-ionen gemeten. In gebieden waar minder water werd ingelaten, zoals in Het Hol en in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, was dit effect minder groot. Vanaf de jaren '90 verbeterde de waterkwaliteit in de petgaten en werden de concentraties nutriënten, chloride en sulfaat lager. Dit was het effect van verschillende maatregelen: 1) de verbetering van de kwaliteit van het rivierwater door betere zuivering en lagere belasting door lozingen; 2) het gebruik van water uit bronnen met een betere kwaliteit als inlaatwater en 3) meer isolatie van de gebieden, waardoor er minder water van buiten wordt ingelaten. De waterkwaliteit verschilt sterk per deelgebied: In de Westbroekse Zodden, de Oostelijke Binnenpolder en delen van Hollands Ankeveen wordt water met een lithoclien karakter gevonden. In de Molenpolder en Tienhovense Plassen, delen van Stichts en Hollands Ankeveen hebben een waterkwaliteit die meer op voeding met oppervlaktewater duidt. In een deel van de petgaten in Het Hol en Hollands Ankeveen wordt water met een regenwaterachtige kwaliteit aangetroffen. De waterkwaliteit heeft een sterke invloed op het type verlanding dat kan ontstaan. Dit wordt verder besproken in paragraaf 3.1.

2.5.1 Inleiding

In paragraaf 2.2 en 2.3 hebben we gezien welke veranderingen in verlandingsvegetaties zijn opgetreden in de Oostelijke Vechtplassen vanaf de jaren '20 van de vorige eeuw. De vragen die in deze paragraaf beantwoord moet worden zijn:

- Welke veranderingen in oppervlaktewaterkwaliteit zijn er gelijktijdig met deze vegetatieveranderingen opgetreden?
- Wat is de huidige waterkwaliteit in de verschillende deelgebieden van de Oostelijke Vechtplassen?

Door de kennis over de huidige waterkwaliteit van de verschillende deelgebieden te combineren met de metingen die zijn gedaan op plekken waar verlanding optreedt (paragraaf 3.1) kan vervolgens bekeken worden welke locaties geschikt zijn voor verschillende typen van verlanding (eveneens paragraaf 3.1). Vanwege het achterwege blijven van verlanding in de Oostelijke Vechtplassen en de nadruk die er daarom in dit onderzoek op dit gebied ligt, is ervoor gekozen om de waterkwaliteitsveranderingen uit te werken voor de Oostelijke Vechtplassen.

De waterkwaliteit is essentieel voor het voorkomen van jonge verlandingsvegetaties. De waterkwaliteit in de Oostelijke Vechtplassen is in de jaren '60 en '70 sterk verslechterd. Door de inlaat van zeer fosfaatrijk water (dat eveneens veel ammonium bevatte) ontstonden er algenbloeien, waardoor vegetaties van ondergedoken waterplanten verdwenen. Ook de hoge concentraties sulfaat die in het inlaatwater aanwezig waren, hadden een eutrofiërende werking: onder zuurstofarme condities werd een deel van dit sulfaat omgezet in sulfide, dat in de onderwaterbodem aan ijzer

bond en zo fosfaat vrijmaakte, dat ook in het oppervlaktewater terecht kwam (Smolders & Roelofs, 1995). In de afgelopen decennia is de waterkwaliteit in de natuurgebieden sterk verbeterd: het is veel minder eutroof. Dit heeft een aantal oorzaken: ten eerste zijn er veel maatregelen genomen die moeten voorkomen dat er nog dergelijk hoge nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater terecht komen: fosfaat is verboden in wasmiddelen, huishoudelijk afvalwater wordt behandeld in rioolwaterzuiveringsinstallaties en agrarische bedrijven voeren een mestboekhouding. Daarnaast wordt er in de natuurgebieden van de Oostelijke Vechtplassen deels gebruik gemaakt van inlaatwater van een andere herkomst en is de weg die het inlaatwater naar bijvoorbeeld de Westbroekse Zodden verlengd. In de toekomst wordt er in een deel van de gebieden nog minder water ingelaten doordat het peil meer mag gaan fluctueren.

2.5.2 Materiaal en methode

Voor de analyse van de waterkwaliteitsveranderingen in de Oostelijke Vechtplassen is gebruik gemaakt van de volgende bronnen:

- Waterkwaliteitsdata van Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vechtstreek/Waternet, daterend vanaf ca. 1960. Hieruit is een selectie gemaakt van de meest relevante monsterpunten van het meetnet, waarbij punten zijn meegenomen die in de haarvaten (petgaten) van de natuurgebieden lagen, of op locaties waarvandaan water wordt aangevoerd om in te laten. Data zijn gecorrigeerd voor waarden die in een deel van de dataset in een andere eenheid leken te zijn opgenomen (bijv. factor 10.000 voor enkele data EGV);
- Metingen van de Maarsseveense Zodden in 1978 door Waterleidingbedrijf Midden Nederland (Anonymus);
- Metingen van de Molenpolder door Provinciale Waterstaat Utrecht uit 1987 (Beenen *et al.*, 1987);
- Waterkwaliteitsdata van de Universiteit Utrecht in de jaren '80, gerapporteerd in Cals & Roelofs (1989). Omdat in dit rapport geen coördinaten of een exacte kaart is opgenomen, zijn deze punten midden in de bemonsterde gebieden geplaatst;
- data uit de Molenpolder uit 1994 (Van Doorn, 1994);
- De watersysteemanalyse die Witteveen+Bos heeft opgesteld ten behoeve van het nieuwe watergebiedsplan en beheerplan van het Noordenpark (Schep *et al.*, 2011);
- Waterkwaliteitsdata verzameld door Jeroen Geurts tussen 2002 en 2009 in de Westbroekse Zodden, Molenpolder, Het Hol, Tienhovense Plassen (o.a. Geurts (2008), Lamers *et al.*, 2010 en ongepubliceerde data);
- Waterkwaliteitsdata uit het onderzoek van Weijs (2013): bemonsterde petgaten in de gebieden van Natuurmonumenten in Hollands Ankeveen, Stichts Ankeveen, Het Hol, de Suikerpot, Loosdrecht, Tienhoven-Kanaaldijk en Tienhovense Plassen, bemonsterd rond 23 mei en 15 augustus 2012;
- waterkwaliteitsgegevens uit het ecohydrologisch onderzoek in Hollands Ankeveen (Loeb & Smolders, 2016);
- Waterkwaliteitsdata uit onderliggend onderzoek.

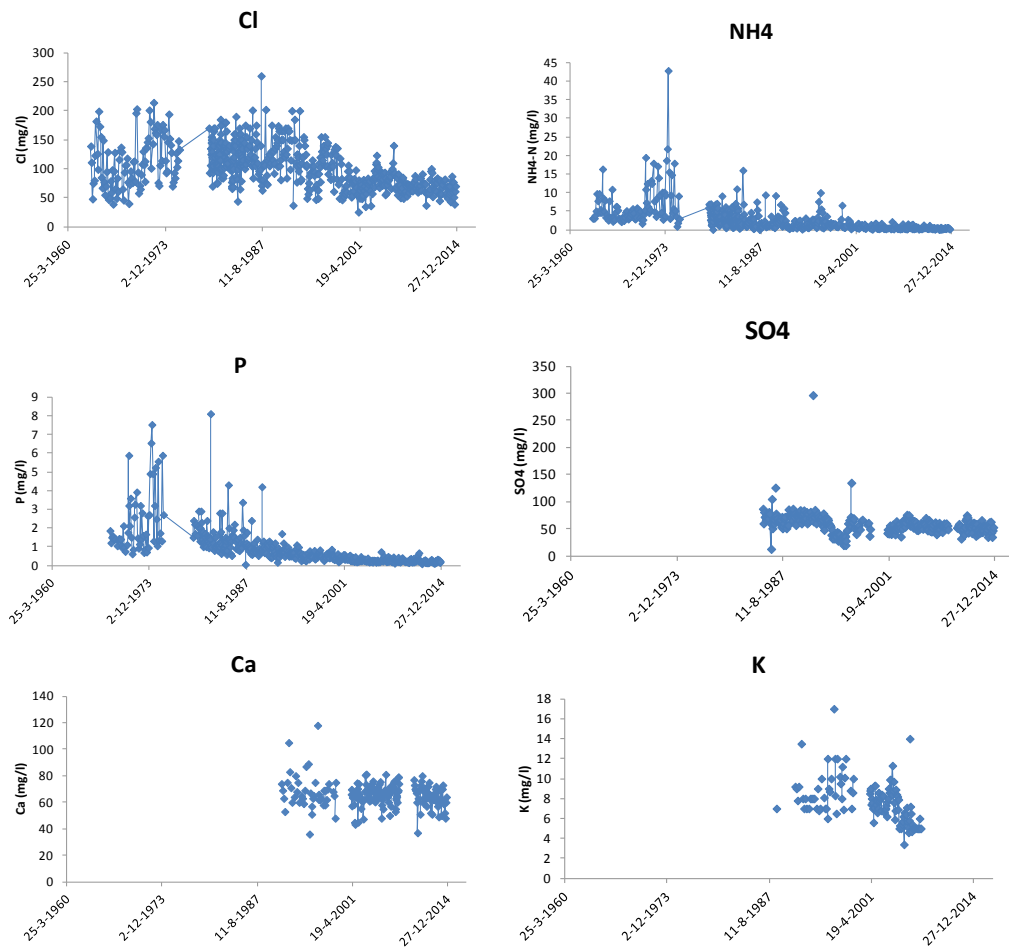
Voor het vervaardigen van de gebiedskaarten per decennium (Bijlage 4) is van elk monsterpunt een gemiddelde van alle metingen in het betreffende decennium genomen. Omdat er nauwelijks waterkwaliteitsgegevens van vóór 1980 beschikbaar waren, is de waterkwaliteitsverandering sinds de jaren '80 (voor Molenpolder inclusief 1978) in beeld gebracht. De grootste verslechtingen in de waterkwaliteit hebben zich echter al in de jaren '60 en '70 voorgedaan.

2.5.3 Resultaten

De waterkwaliteitskaarten per deelgebied, die hieronder besproken worden, zijn opgenomen in Bijlage 4. Ter illustratie van processen die uit de waterkwaliteitskaarten blijken, zijn hieronder waterkwaliteitsgegevens van enkele langlopende meetreeksen van Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vechtstreek/Waternet opgenomen.

Vecht

Vanwege verdrogingsproblemen is in een groot deel van de Oostelijke Vechtplassen gebruik gemaakt van Vechtwater als inlaatwater. Sinds de jaren '60 was de kwaliteit van dit water echter ook sterk verslechterd. Om deze reden is er in 2000 voor gekozen om voor een deel van de Oostelijke Vechtplassen (het Noorderparkgebied) geen gebruik meer te maken van Vechtwater, maar water uit de Loosdrechtse Plassen in te laten. Hoogheemraadschap Amstel, Gooi en Vechtstreek monitort sinds 1963 de waterkwaliteit in de Vecht aan de Noordkant van Utrecht. Van het begin van deze meetreeks zijn slechts enkele parameters beschikbaar (figuur 2.18). De chlorideconcentratie in de Vecht was aan het begin van de jaren '60 al hoog, maar nam aan het begin van de jaren '70 nog verder toe. Gemiddeld lag de concentratie chloride tussen 100 en 150 mg/l (tussen ongeveer 1500 en 2500 $\mu\text{mol/l}$), maar 's zomers konden de concentraties oplopen tot waarden in het lichtbrakke bereik (> 200 mg/l). Sinds 2000 is de chlorideconcentratie in de Vecht sterk verminderd tot waarden tussen 50 en 100 mg/l (1500 - 3000 $\mu\text{mol/l}$). Ook de ammoniumconcentraties waren in de jaren '60 al erg hoog (meestal tussen 3 en 10 mg/l; ca 150-500 $\mu\text{mol/l}$). In de zomers van begin jaren '70 liepen de concentraties regelmatig op tot 20 mg/l. Inmiddels is de ammoniumconcentratie sterk verlaagd; nu worden er concentraties van ongeveer 0,5 mg/l gemeten (rond 25 $\mu\text{mol/l}$). In de fosforconcentratie is eenzelfde patroon te zien. In de jaren '60 lagen de fosforconcentraties rond 1,5 mg/l (ca 50 $\mu\text{mol/l}$). In de jaren 70 namen deze 's zomers toe tot boven 5 mg/l (160 $\mu\text{mol/l}$) en inmiddels zijn deze gereduceerd tot ongeveer 0,25 mg/l (8 $\mu\text{mol/l}$). De sulfaatconcentratie is op het monsterpunt in de Vecht in de jaren '60 en '70 niet gemonitord, maar was in de jaren '80 zo'n 75 mg/l (750 $\mu\text{mol/l}$) en is inmiddels iets lager (circa 50 mg/l; 500 $\mu\text{mol/l}$). De calciumconcentratie fluctueerde aan het eind van de jaren '80 en begin jaren '90 tussen circa 50 en 100 mg/l (1250 to 2500 $\mu\text{mol/l}$). Momenteel is de fluctuatie kleiner en liggen de concentraties tussen circa 50 en 70 mg/l (1250 tot 1750 $\mu\text{mol/l}$). De kaliumconcentratie lijkt de afgelopen jaren te zijn afgenomen; eind jaren '80 tot de eerste helft van de jaren '00 was de kaliumconcentratie ongeveer 6,5 -12 mg/l (170 – 307 $\mu\text{mol/l}$), terwijl deze de afgelopen 10 jaar nog maar 4,5 tot 6 mg/l was (115 – 150 $\mu\text{mol/l}$). De bicarbonaatconcentratie van de Vecht (niet getoond) bleef gedurende dezelfde periode ongeveer gelijk (circa 170 mg/l (2800 $\mu\text{mol/l}$)).



Figuur 2.18. Concentraties Cl, NH₄, totaal-P, SO₄, Ca en K in de Vecht ten noorden van Utrecht (monsterpunt VEC011). Concentrations Cl, NH₄, P, SO₄, Ca and K in the River Vecht north of the city of Utrecht (sample location VEC011).

Hollands Ankeveen en Stichts Ankeveen

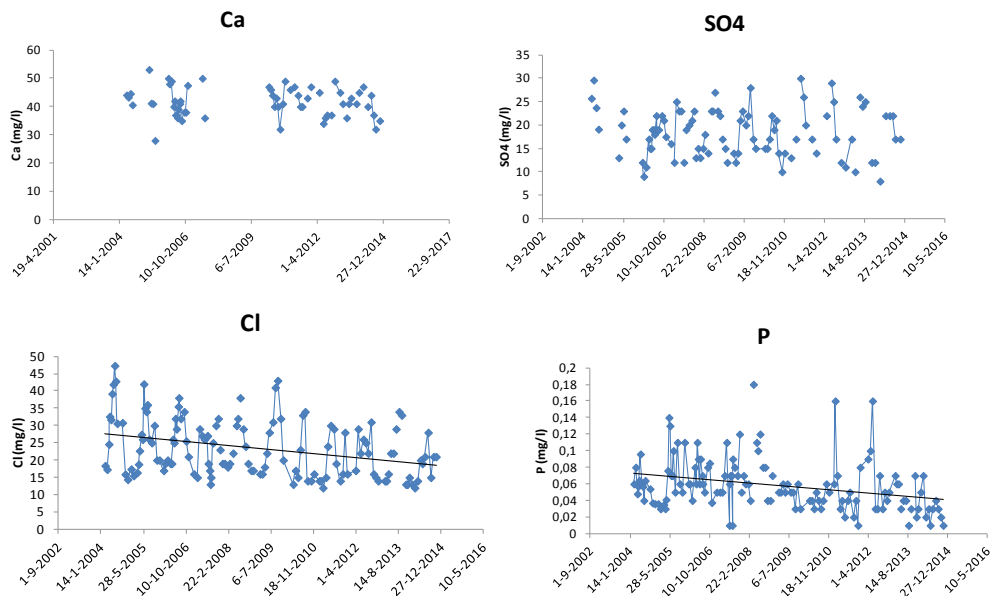
In Hollands Ankeveen zijn ten oosten van de het Stichts End in de afgelopen twee decennia nieuwe petgaten gegraven en oude opnieuw uitgegraven. In het noordoosten is er nog sprake van kwel (gegevens Waternet), in het zuiden van het gebied treedt wegzijging op. In het noorden is het veenpakket dun en liggen de petgaten in het zand, terwijl zij in het zuiden in het veen liggen (med. Van Overeem). Door deze verschillen is er binnen het gebied sprake van een sterke gradiënt, met sterk gebufferde petgaten in het noorden en zwakgebufferde petgaten in het zuiden. In het hele gebied zijn de nutriëntenconcentraties in het water laag (PO₄ gemiddeld 0,5 µmol/l (0,015 mg P/l) en nitraat en ammonium beneden detectielimiet in de zomer; Loeb & Smolders, 2016). De oude petgaten in Stichts Ankeveen hebben grotendeels een kwaliteit die meer op rivierwater lijkt, met hogere concentraties Cl (>1000 µmol/l (35 mg/l) en SO₄ (>200 µmol/l; 20 mg/l).

Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Tienhovense Plassen en Weerslootgebied

In de Westbroekse Zodden is de waterkwaliteit altijd vrij goed geweest, omdat er hier in het noordoosten sprake is van kwel en er daarom weinig water ingelaten hoefde te worden. Hierdoor was er sprake van vrij hoge concentraties calcium (circa 600-1600 µmol/l; 25-65 mg/l) en bicarbonaat (1400-3000 µmol/l; 85-185 mg/l) terwijl de concentraties van onder andere chloride (<1000-2000 µmol/l (<18-71)) en sulfaat (<300 µmol/l ; 30 mg/l) ook in de jaren '80 en '90 vrij laag waren. In die tijd waren de fosfaatconcentraties wel vrij hoog (totaal-P circa 2-8 µmol/l; 0,06-0,25 mg P/l). De huidige waterkwaliteit in de nieuw gegraven petgaten, lijkt flink te verschillen tussen petgaten. In het algemeen hebben de petgaten lage nutriëntenconcentraties, hoewel lokaal toch ook hoge concentraties fosforconcentraties (>6 µmol/l; 0,19 mg P/l)

kunnen worden aangetroffen. De calcium- en bicarbonaatconcentraties verschillen sterk per petgaten over het gebied; calcium in sommige petgaten van minder dan 700 tot meer dan 1900 $\mu\text{mol/l}$ (28 resp. 76 mg/l) en bicarbonaat van minder dan 1000 tot meer dan 2500 $\mu\text{mol/l}$ (60, resp. 150 mg/l). Er is geen gradiënt van calcium en bicarbonaat van noordoost naar zuidwest aanwezig, die er in kweldruk wel is. De variatie kan deels verklaard worden door hoe de petgaten zijn aangelegd; sommige liggen in het veen en andere zijn tot het zand uitgegraven. Dit zal eveneens verschillen opleveren in kwelintensiteit. Daarnaast zijn sommige petgaten via sloten of duikers met elkaar verbonden en zijn andere vrij geïsoleerd, waardoor ook verschillen in waterkwaliteit kunnen ontstaan. De kaliumconcentraties in de petgaten zijn vrij laag, vrijwel overal onder 4 mg/l (100 $\mu\text{mol/l}$), maar vaak ook onder 2 mg/l (50 $\mu\text{mol/l}$). Ook de magnesiumconcentraties waren niet zeer hoog (< 6 mg/l; < 250 $\mu\text{mol/l}$).

In de Oostelijke Binnenpolder zijn weinig metingen verricht voorafgaand de aanleg van de nieuwe petgaten. Omdat de petgaten zijn aangelegd op de plek waar waarschijnlijk de meeste kwel optreedt, hebben de meeste petgaten in het noorden hoge concentraties calcium (> 50 mg/l; > 1200 $\mu\text{mol/l}$) en bicarbonaat (> 120 mg/l; > 2000 $\mu\text{mol/l}$). Het water in de petgaten is arm aan chloride (meestal < 18 mg/l; < 500 $\mu\text{mol/l}$) en sulfaat (meestal < 10 mg/l; < 100 $\mu\text{mol/l}$). Ook de nutriëntconcentraties zijn in de meeste van deze petgaten erg laag. De kaliumconcentraties liggen in de meeste petgaten onder 2 mg/l (50 $\mu\text{mol/l}$), hoewel er in sommige petgaten juist ook hoge concentraties (> 6 mg/l; > 150 $\mu\text{mol/l}$) worden aangetroffen.



Figuur 2.19. Concentratie Ca, Cl, SO₄ en P (mg/l) in meetpunt MBP045 in de Tienhovense Plassen. Concentrations of Ca, Cl, SO₄, and P at sample location MBP045 in the Tienhovense Plassen.

Tienhovense Plassen

De petgaten van de Tienhovense plassen zijn matig rijk aan calcium (20-40 mg/l; 500 - 1000 $\mu\text{mol/l}$) en bicarbonaat (120 mg/l; 1500-2500 $\mu\text{mol/l}$). Sinds 2010 zijn de concentraties chloride en fosfaat sterk afgenomen. Dit is ook te zien aan de meetwaarden van monsterpunt MBP045 van Waternet, waarvan een meetreeks van een deel van de fysisch-chemische parameters beschikbaar is van 2004 tot en met 2014 (figuur 2.19). In deze periode nam de fosforconcentratie af van circa 0,06 tot 0,03 mg/l (van 2 tot 1 $\mu\text{mol/l}$). De chlorideconcentratie nam af van circa 30 naar circa 20 mg/l (van 850 naar 560 $\mu\text{mol/l}$). Mogelijk is ook de calciumconcentratie in de laatste jaren iets aan het dalen, maar dat is niet met zekerheid te zeggen aan de hand van de gegevens.

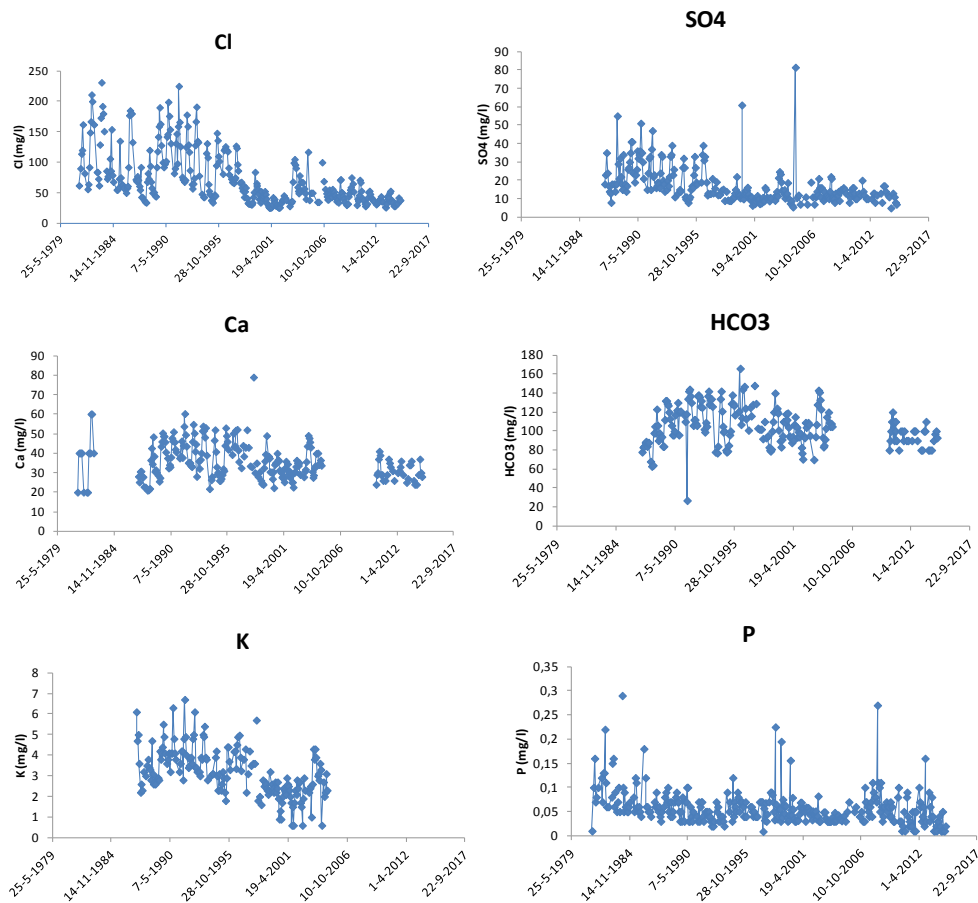
Het Hol en De Suikerpot

In het Hol is de waterkwaliteit in de afgelopen vier decennia sterk veranderd. Het Hol stond er om bekend dat, toen de waterkwaliteit vanaf de jaren '70 in de Oostelijke Vechtplassen verslechterde onder invloed van inlaat van vervuild Vechtwater, de waterkwaliteit nog lange tijd goed bleef. Dit kwam mogelijk door kwel. Uit de jaren '80 en de jaren '90 zijn er weinig metingen bekend, maar het vaste meetpunt van Waternet in Het Hol is in deze jaren intensief bemonsterd. Hieruit blijkt inderdaad dat de concentraties van fosfaat, ammonium en nitraat in deze jaren erg laag waren (P gemiddeld 1,19 $\mu\text{mol/l}$; 0,06 mg/l, $\text{NO}_3\text{-N}$ en $\text{NH}_4\text{-N}$ meestal onder 10 $\mu\text{mol/l}$, 1,2 mg/l). De concentraties calcium (gemiddeld tussen 22 en 50 mg/l; 800 en 1200 $\mu\text{mol/l}$) en bicarbonaat (circa 90 mg/l; 1500 $\mu\text{mol/l}$) waren wel vrij hoog en via het inlaatwater kwam er eveneens sulfaat (tussen circa 20 en 50 mg/l; 200 en 500 $\mu\text{mol/l}$) en chloride (70-100 mg/l; 2000-3000 $\mu\text{mol/l}$ bij het monsterpunt) binnen. Van Belle *et al.* (2006) vermelden een meting uit 1950 op dezelfde plek in het Hol ('Gat van de Zandheuvel') met een calciumconcentratie van 34 mg/l (850 $\mu\text{mol/l}$) en een chlorideconcentratie van 72 mg/l (2000 $\mu\text{mol/l}$). Deze concentraties zijn dus vergelijkbaar met de metingen van calcium en chloride in de jaren '80 en '90 op meetpunt PKH020. De bicarbonaatconcentratie was destijds echter hoger (113 mg/l; 1850 $\mu\text{mol/l}$) en de sulfaatconcentratie lager (11,4 mg/l; 119 $\mu\text{mol/l}$). Vanaf 2000 zijn er meer waterkwaliteitsgegevens beschikbaar, o.a. van Lamers *et al.* (2010). Hieruit blijkt dat sindsdien de concentraties calcium, bicarbonaat, magnesium en kalium sterk zijn afgenomen. Lag in de jaren '00 de calciumconcentratie op de meeste monsterpunten nog boven 32 mg/l (800 $\mu\text{mol/l}$), in de jaren '10 lagen de concentraties tussen de 16 en 32 mg/l (400 en 800 $\mu\text{mol/l}$) en op sommige plekken zelfs al onder 16 mg/l (400 $\mu\text{mol/l}$). In de jaren '00 lag de gemiddelde bicarbonaatconcentratie tussen 90 en 120 mg/l (1500 en 2000 $\mu\text{mol/l}$); in de jaren '10 was dit al verminderd tot 60 – 90 mg/l (1000-1500 $\mu\text{mol/l}$), met op sommige locaties concentraties onder 60 mg/l (1000 $\mu\text{mol/l}$). Ook de werden er in de jaren '10 vaker kaliumconcentraties onder 2 mg/l (50 $\mu\text{mol/l}$), gemeten, terwijl de meeste bemonsterde locaties in de jaren '00 bijna allemaal concentraties tussen 2 en 4 mg/l (50 en 100 $\mu\text{mol/l}$) hadden.

In de meetreeks van monsterpunt PKH020 (figuur 2.20) zijn deze veranderingen, die sinds 1999/2000 vrij abrupt zijn opgetreden, goed terug te zien. Uit deze meetreeks blijkt eveneens dat in de zomer chlorideconcentraties in de jaren '80 en begin jaren '90 op konden lopen tot licht brakke concentraties (> 200 mg/l; 5600 $\mu\text{mol/l}$). In precies dezelfde periodes namen ook de concentraties calcium, bicarbonaat, sulfaat en kalium toe. Deze elementen werden mogelijk met het inlaatwater aangevoerd.

Een deel van de waterkwaliteitsveranderingen in Het Hol kan verklaard worden door de veranderingen in de kwaliteit van het inlaatwater, zoals de sterke vermindering van de chlorideconcentratie (zie: Vecht). Ook zijn er in het gebied hydrologische maatregelen genomen die samen kunnen hangen met de waterkwaliteitsveranderingen: in 1999 heeft Natuurmonumenten damwanden geplaatst op de grens met de Suikerpot om instroom van water van slechte kwaliteit tegen te gaan en Waterschap Amstel, Gooi en Vechtstreek heeft in 2004 een schot heeft geplaatst langs het Moleneind (zijde van de Wijde Blik), eveneens om instroom van water tegen te gaan (med. Natuurmonumenten).

Het water in de Suikerpot is van andere kwaliteit dan het water in Het Hol. Het water is hier nutriëntenrijker dan in Het Hol, maar het is ook rijker aan calcium (32 mg/l; > 800 $\mu\text{mol/l}$) en bicarbonaat (73 mg/l; > 1200 $\mu\text{mol/l}$, en vaak > 97 mg/l; > 1600 $\mu\text{mol/l}$). Het is bekend dat er in De Suikerpot vanwege het peilverschil met de het naastliggende peilvak nog sprake is van kwel, terwijl er aan de kant van Het Hol sprake is van wegzijging (Lamers *et al.*, 2010).

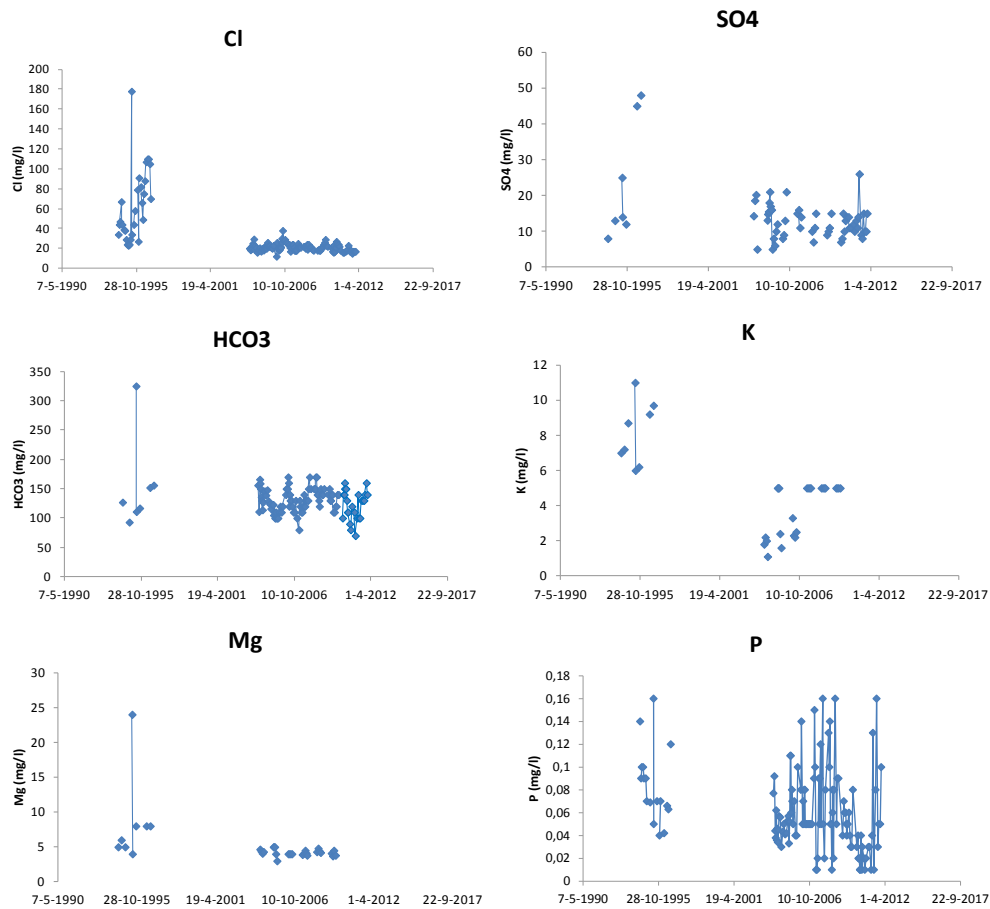


Figuur 2.20. Concentraties van Cl, SO₄, Ca, HCO₃, K en P op monsterpunt PKH020 in het Hol. Concentrations of Cl, SO₄, Ca, HCO₃, K and P at sample location PKH020 in Het Hol.

Molenpolder

De Molenpolder is een inzijggebied, waar regelmatig water moet worden ingelaten om de peilen te handhaven. Omdat in 2000 het inlaatwater niet meer afkomstig is uit de Vecht, maar uit de Loosdrechtse plassen, zijn de effecten hiervan zichtbaar in de Molenpolder. In 1978 werden in de petgaten in de Molenpolder zeer hoge concentraties Ca (>1600 µmol/l; > 64mg/l), Cl (> 2000 µmol/l; >70 mg/l) en totaal-P (meestal > 6 µmol/l; > 0,20 mg/l) en vrij hoge SO₄-concentraties (>200 µmol/l, soms hoger dan 500 µmol/l (respectievelijk 20 en 50 mg/l)) gemeten. Uit de periode van tussen 1978 en 2000 zijn echter weinig waterkwaliteitsgegevens van de Molenpolder beschikbaar. In de jaren '90 waren de concentraties, calcium (50 mg/l; > 1200 µmol/l), bicarbonaat (>122 mg/l; > 2000 µmol/l), sulfaat (20-50 mg/l; 200-500 µmol/l), magnesium (> 6 mg/l; > 250), chloride (> 35 mg/l; > 1000 µmol/l) en orthofosfaat (0,08 mg P/l; > 2,5 µmol/l) nog steeds hoog. Momenteel worden in het gebied lagere concentraties chloride (<18 - 35 mg/l; < 500 - 1000 µmol/l), sulfaat (<10 - 20 mg/l; < 100-200 µmol/l), kalium (<2- 4 mg/l; < 50-100 µmol/l), bicarbonaat (meestal < 90 mg/l; < 1500 µmol/l) en nutriënten gemeten.

Op twee punten in de Molenpolder is zowel in de jaren '90 als recent de waterkwaliteit bepaald (PMW023 en PMW024; figuur 2.21). Beide punten lijken qua concentraties erg op elkaar. Metingen tussen 1997 en 2004 ontbreken. Tussen 1997 en 2004 nam de chlorideconcentratie af van ongeveer 60 mg/l (1700 µmol/l) tot ongeveer 21 mg/l (600 µmol/l). In 1996 werden nog vrij hoge concentratie sulfaat gemeten (ongeveer 45 mg/l; 450 µmol/l), terwijl deze in 2012 op nog maar 10 mg/l (100 µmol/l) lagen. Ook de kaliumconcentratie nam af: van ongeveer 8 mg/l (200 µmol/l) tot minder dan 4 mg/l (100 µmol/l). Magnesium nam in deze periode af van meer dan 7 mg/l (300 µmol/l) tot minder dan 5 mg/l (200 µmol/l). De concentratie bicarbonaat nam tot 2012 op de meetlocatie niet af en bleef boven 60 mg/l (1500 µmol/l).



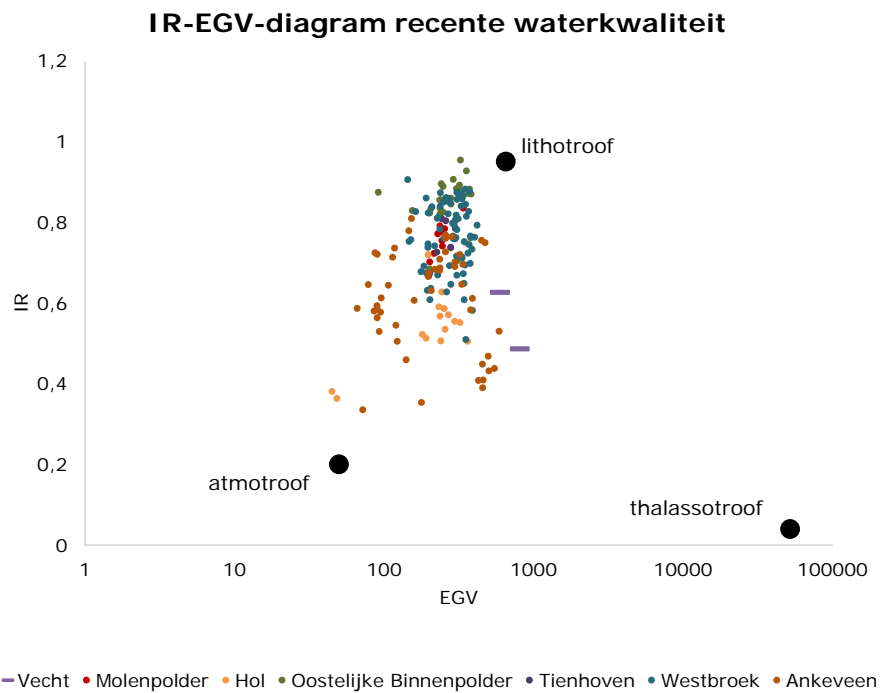
Figuur 2.21. Concentraties Cl, SO₄, HCO₃, K, Mg en P op monsterpunt PMW023 in de Molenpolder. Concentrations of Cl, SO₄, HCO₃, K, Mg and P at sample location PMW023 in the Molenpolder.

Vergelijking herkomst water in de deelgebieden

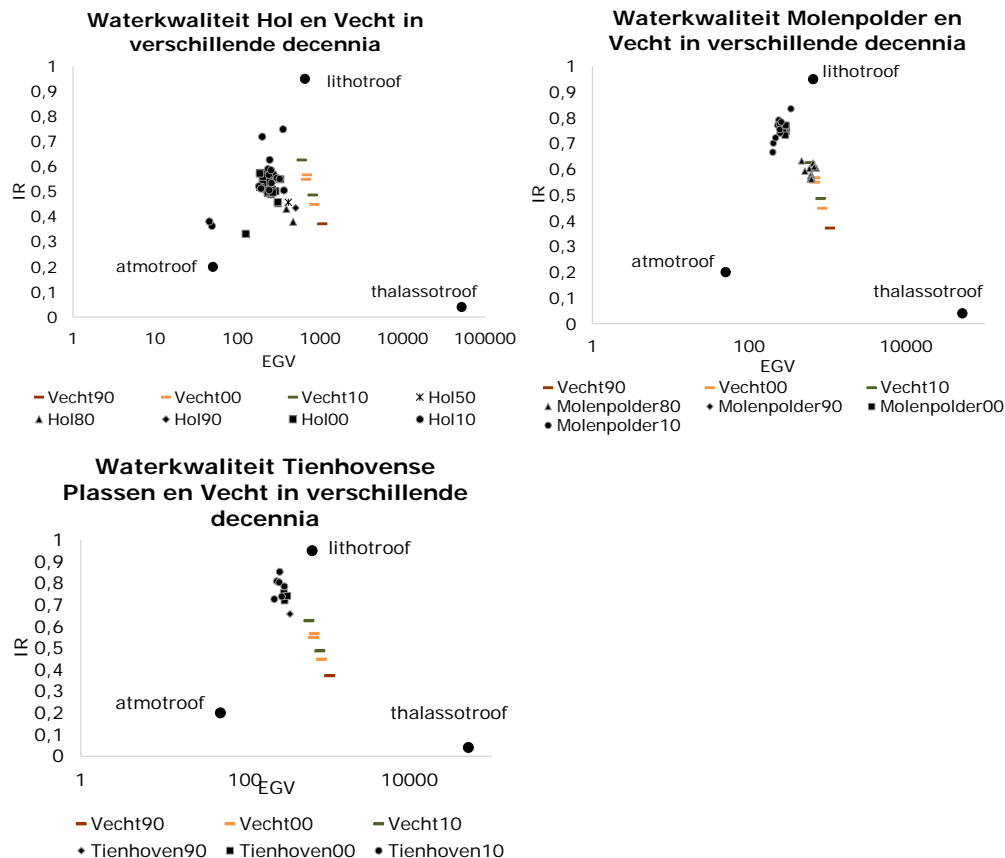
De verhouding tussen de *Ionic Ratio* ($IR, [Ca]/([Ca]+[Cl])$ in meq/l) en het EGV geven een indicatie van de herkomst van het water (Van Wirdum, 1991). Oppervlaktewater dat geheel gevoed wordt door grondwater, heeft een samenstelling dat op grondwater lijkt. Ligt een petgat geïsoleerd en treedt er geen kwel, maar wegzijging op, dan wordt het voornamelijk gevoed door regenwater en lijkt de samenstelling hier op. Vormt oppervlaktewater de belangrijkste voeding, dan lijkt het het meest op de bron van het oppervlaktewater (rivierwater). Los van de effecten van de nutriëntenbelasting op de ontwikkeling van jonge verlanding, is ook de samenstelling met andere macro-ionen bepalend voor het type verlanding dat ontstaat (paragraaf 3.1). De potenties voor het ontstaan voor de verschillende typen in de verschillende deelgebieden kan daarom deels worden afgeleid van de verhouding van de IR en het EGV waarbinnen verschillende vormen van verlanding voorkomen (figuur 3.18).

Het water in de petgaten in de Oostelijke Binnenpolder, een deel van de Westbroekse Zodden en een deel van de petgaten in Hollands Ankeveen heeft een samenstelling die een sterk grondwaterachtig (lithoclien) karakter heeft (figuur 2.22). In de andere deelgebieden is er sprake van water dat meer op rivier- of regenwater lijkt, of een mengsel van deze watertypen.

In de vergelijking van de *Ionic Ratio* ten opzichte van het EGV in verschillende decennia (figuur 2.23) zijn de waterkwaliteitsveranderingen die sinds de jaren '80 hebben plaatsgevonden goed terug te zien. Het Vechtwater veranderde sterk van samenstelling: doordat het EGV en de chlorideconcentratie sterk daalden, verschoof de waterkwaliteit vanuit de richting van thalassotroof (water met een zeewaterkarakter) meer richting lithotroof water. Een verlaging van het EGV en de chlorideconcentratie is in veel van de deelgebieden terug te zien, zoals in de Molenpolder en in Tienhoven. In Het Hol en in de Molenpolder werd in een deel van de petgaten de calciumconcentratie echter ook lager; een deel van de petgaten schoof in het Hol hierdoor op richting atmotroof water; een ander deel behield een meer grondwaterachtig karakter. In de Molenpolder is de afname van de calciumconcentratie, die nu slechts 50% is van de concentratie in de jaren '80, in figuren 2.22 en 2.23 minder zichtbaar door de grotere afname van de chlorideconcentratie en het EGV. Deze afname van calcium kan echter natuurlijk wel effect op de buffering van bijvoorbeeld trilvenen in het gebied hebben. In een deel van Hollands Ankeveen worden eveneens petgaten aangetroffen met een zeer atmotroof karakter.



Figuur 2.22. IR-EGV-diagram (Van Wirdum, 1991) van het water in petgaten in de deelgebieden van de Oostelijke Vechtplassen. Data uit de periode 2010-2015. IR-EGV diagram of the surface water in the turf ponds in the different nature reserves within the Oostelijke Vechtplassen.



Figuur 2.23. Veranderingen in Ionic Ratio en EGV in het Hol (linksboven), de Molenpolder (rechtsboven) en de Tienhovense Plassen (onder) en de Vecht. Changes in Ionic Ratio and EC in Het Hol (top left), Molenpolder (top right) and Tienhovense Plassen (bottom) and the River Vecht.

2.5.4 Conclusies

In de meeste deelgebieden van de Oostelijke Vechtplassen hebben de anti-eutrofiëringsmaatregelen (o.a. nutriëntenverlaging in het inlaatwater, het gebruik van inlaatwater met een lagere nutriëntenconcentratie en de vermindering van de belasting met nutriënten van de petgaten door isolatie van de gebieden) ervoor gezorgd dat de nutriëntenconcentraties sterk zijn verlaagd ten opzichte van de jaren '70 en '80. Dit zal in het algemeen een positief effect hebben op het ontstaan van nieuwe verlanding (paragraaf 3.1). Naast de verlaging van nutriëntenconcentraties namen in met name de wegzijgingsgebieden de concentraties Ca, HCO₃, K, Cl en SO₄ af. De hardheid van het water (mate van buffering) en de beschikbaarheid van onder andere kalium en CO₂ zijn ook sterk bepalend voor het type van jonge verlanding dat kan ontstaan, zoals is uitgewerkt in paragraaf 3.1. De mate van buffering is eveneens van belang voor bestaande trilvenen, die verzuren als zij niet worden gevoed door voldoende gebufferd water. Bicarbonaat, dat afhankelijk van de pH gedeeltelijk wordt omgezet in CO₂, vormt een belangrijke bron van koolstof voor ondergedoken waterplanten. De waterkwaliteitsveranderingen in Het Hol springen het meest in het oog. Hier namen de concentraties van onder andere calcium, magnesium, kalium en bicarbonaat tot wel 50% af, waardoor het water meer op regenwater is gaan lijken. In de Molenpolder lijkt eenzelfde trend te zien, maar hier is het water nu nog tamelijk hard. Om een goede conclusie te trekken over de oorzaken van deze recente waterkwaliteitsveranderingen in deze gebieden is een gedegen analyse van de water- en stoffenbalansen per gebied noodzakelijk. Voor de hand liggende oorzaken zijn echter de veranderingen in de waterkwaliteit van het inlaatwater, vermindering van de waterinlaat en veranderingen in de kwelintensiteit (o.a. door lokale maatregelen), maar het is niet duidelijk hoe groot de bijdrage van de verschillende veranderingen

aan de waterkwaliteit is. De geïsoleerde hydrologische ligging van afzonderlijke petgaten, zoals in Hollands Ankeveen, kan daarnaast ook tot atmotrofe omstandigheden leiden. In gebieden met wegzijging kan het verder verminderen van de inlaat (zoals bij een flexibeler peilbeheer) leiden tot een grotere invloed van regenwater (Sarneel *et al.*, 2012), maar om te bepalen of dit daadwerkelijk tot atmotrofiëring leidt, is per gebied een balansstudie noodzakelijk.

In paragraaf 3.1 en Bijlage 6 wordt de waterkwaliteit van de verschillende deelgebieden vergeleken met de kwaliteit van petgaten met verschillende typen jonge verlanding.

3 Huidige verlanding in relatie tot habitatkwaliteit

3.1 Vergelijkend veldonderzoek Nederland

Door middel van een vergelijkend veldonderzoek is antwoord gezocht op de volgende onderzoeksvragen:

- Welke vegetatiekundige ontwikkeling is er nu waar te nemen in het veld op plaatsen waar de verlanding tot kraggen actueel optreedt?
- Welke waterkwaliteit, bodemkwaliteit, fysische kenmerken en hydrologische factoren markeren plaatsen met en zonder actuele verlanding; welke kenmerkende verschillen treden op bij de locaties waar actueel verlanding optreedt?
- Vorm dispersie van *ecosystem engineers* een belemmering voor verlanding?

Hiertoe zijn ongeveer 80 petgaten in de Oostelijke Vechtplassen, de Wieden & Weerribben, de Nieuwkoopse Plassen en de Mieden onderzocht (figuur 3.1). Ter vergelijking werd een deel van de parameters ook bemonsterd in twee trilvenen ('t Jurries in de Weerribben en Drogehamstermieden in de Mieden). Hierbij werden verlandingsvegetaties ingedeeld in verschillende typen. Getracht is onderscheid te maken tussen jonge verlandingstypen die indicatief zijn voor een grotere kans op de ontwikkeling tot trilveen en jonge verlandingstypen waarvoor deze kans kleiner is (paragraaf 1.3). Petgaten met en zonder verlanding verschilden in abiotiek gemiddeld niet van elkaar, maar bij P-concentraties boven $6 \mu\text{mol/l}$ ($0,19 \text{ mg P/l}$) of bij een zeer hoge ($>500 \mu\text{S/cm}$) of zeer lage ($< 50 \mu\text{S/cm}$) lijkt er geen verlanding op te treden. Deze situaties komen in petgaten nog maar sporadisch voor in de Oostelijke Vechtplassen, het gebied waarvoor dit is onderzocht. Voor een type verlanding dat meer kansen biedt op verlanding naar trilveen komt de water- en waterbodemkwaliteit echter vrij nauw: deze typen zijn gebonden aan lage nutriëntenconcentraties en een hoge aanvoer van gebufferd water. Verlanding met Krabbenscheer, die ook over kan gaan in trilveen, komt voor bij iets hogere nutriëntenconcentraties en heeft veel kalium en CO_2 nodig. Binnen de Oostelijk Vechtplassen is slechts een deel van de petgaten geschikt voor ontwikkeling van een van deze typen die kansen bieden op trilveenvorming. Op de oevers van petgaten zonder verlanding zijn net zo goed soorten aanwezig die de verlanding in gang kunnen zetten, als op de oevers van petgaten met verlanding. *Ecosystem engineers* die geen zaden hebben die met de wind verspreiden zijn minder aanwezig. Voor deze soorten zou dispersie een probleem kunnen vormen.



Figuur 3.1 Ligging van de onderzochte locaties in de Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Tienhovense Plassen en Molenpolder (linksboven), Stichts en Hollands Ankeveen, Het Hol en De Suikerpot (rechtsboven), Wieden en Weerribben (links, midden), De Mieden (rechts, midden) en de Nieuwkoopse Plassen (onder). In groen locaties met verlanding, in rood zonder verlanding. Location of the research sites in the Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Tienhovense Plassen and Molenpolder (top left), Stichts and Hollands Ankeveen, Het Hol and De Suikerpot (top right), Wieden & Weerribben (left, centre), De Mieden (right, centre) and the Nieuwkoopse Plassen (bottom). In green locations with terrestrialisation, in red without terrestrialisation.

3.1.1 Hypothesen

Voor het uitblijven van verlanding worden door deskundigen verschillende hypothesen genoemd (paragraaf 2.4). De belangrijkste belemmeringen in de abiotiek en het voorkomen van soorten zouden zijn:

1. Het oppervlaktewater en de onderwaterbodem hebben niet de geschikte kwaliteit door landbouwinvoer en (voormalige) invloed van vervuild oppervlaktewater. De belangrijkste belemmering is te vinden in te hoge nutriëntenbeschikbaarheid (met name P). Hierdoor kan algenbloei ontstaan, waardoor ondergedoken waterplanten geen kans krijgen door lichtgebrek. Ook helofyten die in staat zijn onder water te kiemen, zoals Kleine lisdodde, ondervinden hier hinder door. Bij iets lagere, maar nog wel hoge nutriëntenbelasting gaan soorten als Waterpest (*Elodea nuttallii*) of Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) domineren en verdringen soorten die voor verlanding kunnen zorgen, zoals Krabbenscheer.
2. De sterke afname van kwel heeft negatieve invloed op verlanding door kwelgerelateerde typen. Dit zou kunnen komen door de grote flux van bufferende stoffen die met de kwel meekomt en mogelijk door de kweldruk tot in de wortelzone doordringt, door de lage fosfaatbeschikbaarheid die door aanvoer van ijzer en calcium ontstaat, of door de anaerobe omstandigheden in het kwelwater, die voor sommige soorten gunstig zijn.
3. De oevers (legakkers) van petgaten zijn door bemesting en peilverlaging hypertroof geworden, waardoor soorten die vanaf de oever het water ingroeien worden weggeconcentreerd.
4. Door de slechte toestand waarin veel petgaten decennialang hebben verkeerd, zijn soorten die voor verlanding moeten zorgen (*ecosystem engineers*) uit veel petgaten en gebieden verdwenen. Ook als de abiotische omstandigheden verbeterd zijn, vindt er weinig verlanding plaats, omdat de soorten die hiervoor nodig zijn gewoonweg afwezig zijn (dispersieprobleem).

3.1.2 Vegetatiekundige indeling monsterlocaties

Bij de indeling van de aangetroffen verlandingsvegetaties is gebruik gemaakt van de typologie van Den Held *et al.* (1992), zoals ook beschreven in paragraaf 1.3. Uit praktische overwegingen is er voor deze typologie gekozen. In afwijking op deze typologie is er hier een type van Kleine lisdodde en Moerasvaren en een type van Grote lisdodde aan toe gevoegd, omdat dit veelvoorkomende jonge typen waren, waarvoor geen geschikt equivalent in de typologie van Den Held of Schaminée voorhanden was. Hieronder staat beschreven hoe de typologie van Den Held *et al.* (1992) lokaal is toegepast. De definitie van trilveen en de kansen van successie naar trilveen vanuit de jonge verlandingstypen worden beschreven in paragraaf 1.3.

Geen verlanding (figuur 3.2)

Beschrijving

Het onderscheid tussen wel en geen verlanding was in praktijk niet altijd gemakkelijk te maken. Bij aanwezigheid van een helofytenzone of een smalle kragge werd er op gelet of er aanwijzingen waren dat er aangroei plaatsvond. Aanwijzingen hiervoor waren jonge scheuten die vanuit de kragge het water ingroeiden of jonge scheuten van helofyten die diffuus langs de helofytenzone opkwamen. Aanwijzingen voor het uitblijven van actieve verlanding zijn onder andere een kragge die aan de rand met het open water reeds enkele decimeters dik is en de aanwezigheid van boompjes op de rand van de kragge. De aanwezigheid van aquatische vegetatie, zoals Fonteinkruiden, Kranswieren, Gele plomp of Witte waterlelie is niet beschouwd als vorm van verlanding.

Locaties

Locaties zonder verlanding zijn onderzocht in de Oostelijke Vechtplassen (Westbroekse Zodden, Molenpolder, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Tienhovense Plassen, Het Hol, Hollands Ankeveen en Stichts Ankeveen), de Nieuwkoopse Plassen, de Wieden&Weerribben en de Mieden.

Successie naar trilveen

Het uitblijven van verlanding is een momentopname. Het is natuurlijk niet uitgesloten dat er op den duur verlanding op kan gaan treden op een deel van deze locaties. De kans dat hier trilveen uit zal ontstaan, wordt echter als uiterst klein ingeschat.



Figuur 3.2. Petgaten zonder verlanding. Met de klok mee vanaf linksboven: Stichts Ankeveen, Nieuwkoopse Plassen en tweemaal de Westbroekse Zodden. Turf ponds without terrestrialisation. Clockwise from top left: Stichts Ankeveen, Nieuwkoopse Plassen and Westbroekse Zodden (twice).

Type van Paddenrus en Waterdrieblad (figuur 3.3.)

Beschrijving

Kragges met dominantie of hoge bedekking van Waterdrieblad, al dan niet in combinatie met Paddenrus.

Locaties

Dit type is onderzocht in de Oostelijke Vechtplassen (Het Hol, Westbroekse Zodden).

Successie naar trilveen

Van dit type jonge verlanding wordt aangenomen dat het bij juist beheer kan overgaan naar trilveen.



Figuur 3.3. Type van Paddenrus en Waterdrieblad, beide in de Westbroekse Zodden. Juncus - Menyanthes type, both pictures from the Westbroekse Zodden.

Type van Snavelzegge (figuur 3.4)

Beschrijving

Vegetatie met een dominantie of hoge abundantie van Snavelzegge, meestal in combinatie met aanwezigheid van Grote boterbloem, Paddenrus en/of Holpijp. Moerasvaren is afwezig. Dit type start wortelend in de bodem, maar kan later ook een drijvende kragge gaan vormen.

Locaties

Aangetroffen in de Oostelijke Vechtplassen (Westbroekse Zodden, Binnenpolder Tienhoven).

Successie naar trilveen

Van dit type jonge verlanding wordt aangenomen dat het bij juist beheer kan overgaan naar trilveen.



Figuur 3.4. Type van Snavelzegge. Rechtsonder: Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, overige: Westbroekse Zodden. Carex rostrata type. Bottom right: Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, others: Westbroekse Zodden.

Type van Holpijp (figuur 3.5)

Beschrijving

Vegetatie met een dominantie van Holpijp. Dit type start wortelend in de bodem, maar kan later ook een drijvende kragge gaan vormen.

Locaties

Aangetroffen in de Mieden.

Successie naar trilveen

Van dit type jonge verlanding wordt aangenomen dat het bij juist beheer kan overgaan naar trilveen.



Figuur 3.5. Type van Holpijp in de Mieden. Equisetum type in De Mieden.

Type van Riet en Holpijp (figuur 3.6)

Beschrijving

Vegetatie met een dominantie van Riet of soms Kleine lisdodde in aanwezigheid van Holpijp, Snavelzegge, Paddenrus en/of Grote boterbloem. In dit type wortelen de meeste soorten in de bodem.

Locaties

Aangetroffen in de Oostelijk Vechtplassen (Westbroekse Zodden en Oostelijk Binnenpolder Tienhoven).

Successie naar trilveen

Van dit type jonge kragge wordt aangenomen dat het bij juist beheer kan overgaan naar trilveen.



Figuur 3.6. Type van Riet en Holpijp, beide in de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven. Phragmites-Equisetum type, both pictures from the Oostelijke Binnenpolder Tienhoven.

Type van Krabbenscheer (figuur 3.7)

Beschrijving

Zeer jonge kragges met een gesloten dek van Krabbenscheer, waar zich soorten als Riet, Moerasvaren, Zegges, Kleine lisdodde en Watermunt op beginnen te vestigen. Doordat er nog geen sprake is van een dikke kragge, kan de vegetatie ook in één keer verdwijnen als Krabbenscheer verdwijnt. Dit gebeurde op de locaties in de Molenpolder tijdens het onderzoek en is ook bekend van locaties in de Wieden (paragraaf 3.2).

Locaties

Aangetroffen in de Oostelijk Vechtplassen (Molenpolder), de Wieden&Weerribben, de Nieuwkoopse Plassen.

Successie naar trilveen

Dit zeer jonge successiestadium is nog niet indicatief voor het verdere verloop van de successie; in principe kunnen zich veel verschillende typen kraggen op de Krabbenscheer vestigen. Uit de paleo-ecologische studie (paragraaf 2.1) blijkt dat een successie die begint met een dominantie van Krabbenscheer zich ook tot trilveen kan ontwikkelen. Hoewel het grootste deel van dit type zich waarschijnlijk niet tot trilveen ontwikkelt, kunnen Krabbenscheervegetaties door hun grootschalige voorkomen in Noord-West Overijssel wel mogelijk een belangrijke bijdrage leveren aan het ontstaan van nieuwe trilvenen.



Figuur 3.7. Type van Krabbenscheer. Met de klok mee vanaf linksboven: de Wieden, de Weerribben, de Molenpolder en de Nieuwkoopse Plassen. Stratiotes type. Clockwise from top left: De Wieden, De Weerribben, Nieuwkoopse Plassen and Molenpolder.

Type van Slangenwortel (figuur 3.8)

Beschrijving

Kragge met een dominantie van Slangenwortel, vaak begeleid door Moerasvaren, Watermunt, Kleine watereppe, Gele lis, Pluimzegge en Moerasandoorn.

Locaties

Aangetroffen in de Oostelijk Vechtplassen (Westbroekse Zodden en Molenpolder) en de Wieden.

Successie naar trilveen

Dit type wordt niet gezien als type met hoge potenties voor het ontstaan van trilveen.



Figuur 3.8. Type van Slangenwortel. Met de klok mee vanaf linksboven: Westbroekse Zodden (2x), de Wieden en de Molenpolder. Calla type. Clockwise from top left: Westbroekse Zodden (2x), De Wieden and Molenpolder.

Type van Pluimzegge

Beschrijving

Dominantie van Pluimzegge optredend als drijvende zodden of wortelend in de bodem.

Locaties

Een atypische vorm van dit type, met Gagel, Riet en Moerasvaren, werd bemonsterd in de Oostelijke Vechtplassen (Het Hol).

Successie naar trilveen

Dit type wordt niet gezien als type met hoge potenties voor het ontstaan van trilveen.

Type van Mattenbies

Beschrijving

Dominantie van Mattenbies, meestal wortelend in de bodem in een zone langs het water. Soorten als Moerasvaren kunnen tussen de Mattenbies voor kraggevorming zorgen.

Locaties

Dit type werd in de Oostelijke Vechtplassen (Westbroekse Zodden) aangetroffen, met aanwezigheid van Slangenwortel, Moerasvaren en Paddenrus.

Successie naar trilveen

Dit type wordt niet gezien als type met hoge potenties voor het ontstaan van trilveen.

Type van Kleine lisdodde en Moerasvaren (figuur 3.9)

Beschrijving

Jonge kragges met dominantie van Kleine lisdodde en Moerasvaren. Vaak begeleid door Riet (soms abundant), Pluimzegge, Waterscheerling en Zwarte els. Kleine lisdodde kan in de bodem wortelen, waarna Moerasvaren vanuit de oever het open water tussen de stengels kan koloniseren, maar Kleine lisdodde kan ook wortelen in of net onder kragges die gevormd zijn door Moerasvaren, Kranswieren (Sterkranswier, *Nitellopsis obtusa*), of Krabbenscheer.

Locaties

Dit type werd bemonsterd in de Oostelijke Vechtplassen (Tienhovense Plassen, Stichts en Hollands Ankeveen, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Het Hol, Molenpolder), de Wieden, de Weerribben en de Nieuwkoopse Plassen.

Successie naar trilveen

Dit type wordt niet gezien als type met dat indicatief is voor hoge potenties voor het ontstaan van trilveen, hoewel uit de paleo-ecologische studie (paragraaf 2.1) blijkt dat het wel mogelijk is dat hieruit trilveen ontstaat. Hoewel het grootste deel van dit type zich waarschijnlijk niet tot trilveen ontwikkelt, kan dit type door zijn grootschalige voorkomen mogelijk een belangrijke bijdrage leveren aan het ontstaan van nieuwe trilvenen.



Figuur 3.9. Type van Kleine lisdodde en Moerasvaren. Met de klok mee vanaf linksboven: Nieuwkoopse Plassen, de Weerribben, Tienhovense Plassen en Stichts Ankeveen. *Typha angustifolia*-*Thelypteris* type. Clockwise from top left: Nieuwkoopse Plassen, De Weerribben, Tienhovense Plassen and Stichts Ankeveen.

Type van Grote lisdodde en Riet (figuur 3.10)

Beschrijving

Vegetaties met een dominantie van Grote lisdodde en/of Riet of sporadisch dominantie van Kleine Lisdodde in afwezigheid van Moerasvaren. De vegetatie kan zowel in de bodem wortelen als kraggevormend zijn.

Locaties

Dit type werd bemonsterd in de Oostelijke Vechtplassen (Westbroekse Zodden, Weerslootgebied, de Suikerpot) en in de Mieden.

Successie naar trilveen

Dit type wordt niet gezien als type met hoge potenties voor het ontstaan van trilveen.



Figuur 3.10. Type van Grote lisdodde en Riet. Met de klok mee vanaf linksboven: de Mieden, de Westbroekse Zodden, Suikerpot en Hollands Ankeveen. *Typha latifolia*-*Phragmites* type. Clockwise from top left: De Mieden, Westbroekse Zodden, Suikerpot and Hollands Ankeveen.

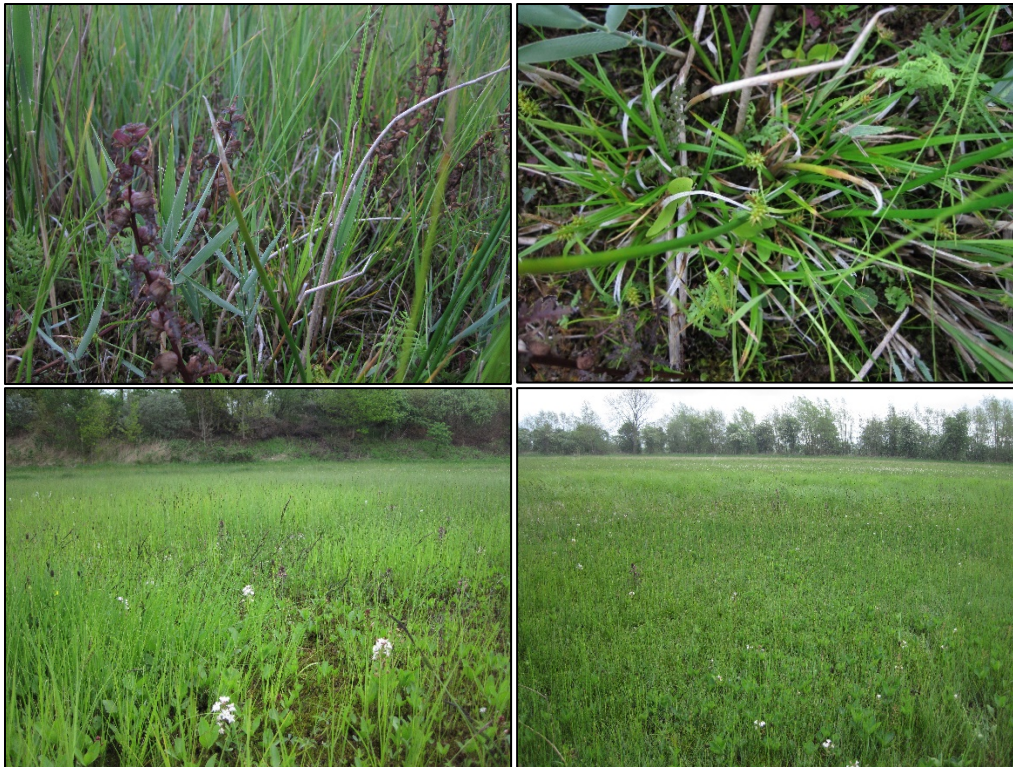
Trilveen (figuur 3.11)

Beschrijving

Trilveen (*Scorpidio-Caricetum diandrae* bij Schaminee *et al.* (1995), Type van Draadzegge en Schorpioenmos, Draadzegge en Moeraskartelblad en Draadzegge en Veenmos volgens Den Held *et al.* (1992)) wordt gekenmerkt door een dominantie van slaapmossen (o.a. Schorpioenmossen) met daarboven een open vegetatiestructuur waarin zegges (onder andere Ronde zegge, Draadzegge) meestal abundant voorkomen. De rietbegroeiing is ijl of afwezig. De vegetaties zijn soortenrijk en vormen een habitat voor verschillende soorten orchideeën. Trilveen volgt op jongere verlandingsstadia en de kragges waarop trilveen voorkomt zijn dan ook dikker. In tegenstelling tot andere dikkere kragges zijn de kragges nog erg nat (zie paragraaf 2.1 en 3.3).

Locaties

In dit onderzoek zijn monsters van twee trilvenen genomen om een aantal parameters te vergelijken met die van jonge verlandingsstadia: één in de Weerribben en één in de Mieden.



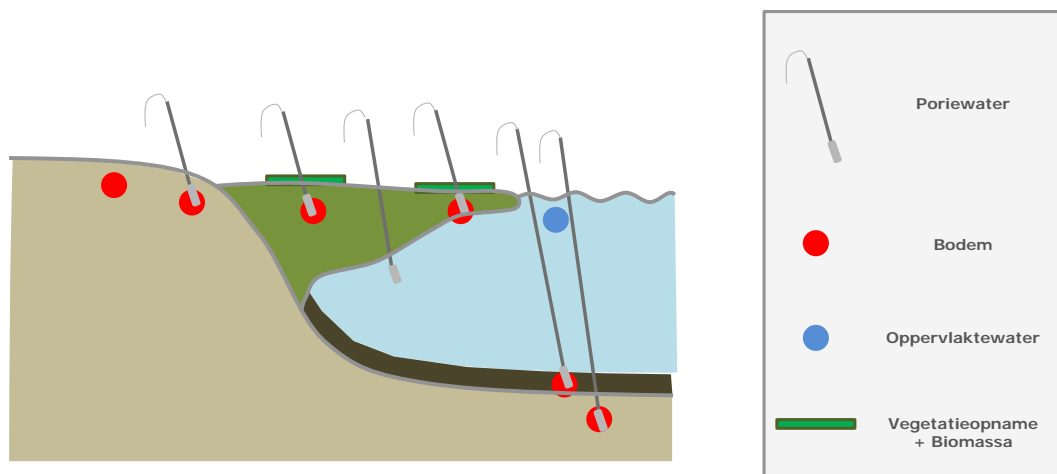
Figuur 3.11. Twee bemonsterde trilvenen. Boven: 't Jurries in de Weerribben en onder de Drogehamstermieden in de Mieden. Two sampled sites with *Scorpidium-Caricetum diandrae*. Top: 't Jurries in De Weerribben, bottom: Drogehamstermieden in De Mieden.

3.1.3 Methodiek

Op de onderzoekslocaties zijn de volgende monsters verzameld (figuur 3.12):

- oppervlaktewatermonster van het petgat;
- poriewatermonsters van het slib, het sediment, de oever, de kragge (bij meerdere vegetatiekundige eenheden binnen een kragge, van elke eenheid een monster), net onder de kragge en het sediment onder de kragge;
- bodemmonsters: slib en sediment van het petgat, oever op 20 en 100 cm van waterlijn (lage, respectievelijk hoge oever), kragge (van elke vegetatiekundige eenheid 1 monster);
- vegetatiemonster: van elke vegetatiekundige eenheid 1 mengmonster van de bovengrondse biomassa (hogere planten) van een oppervlak van 50x50 cm.

Daarnaast zijn opnames gemaakt van de vegetatie en is genoteerd welke *ecosystem engineers* er op de legakker aangrenzend aan de verlandingsvegetatie aanwezig waren.



Figuur 3.12. Schematische weergave van de bemonstering van een verlandingsvegetatie. Set up of the sampling of a terrestrialisation vegetation.

Details van de methode zijn verder uitgewerkt in Bijlage 5.

In totaal werden ongeveer 80 petgaten bemonsterd. De verdeling van de typen over de gebieden staat weergegeven in tabel 3.1.

Tabel 3.1. Verdeling van de bemonsterde vegetatietypen over de onderzochte gebieden en gemiddelde gelijkheid (standaardfout tussen haakjes) van het oppervlaktewater van de monsterpunten in het betreffende gebied met grondwater, regenwater en zeewater volgens MAION (Van Wirdum, 2006). Distribution of the sampled terrestrialisation types over the research areas and mean similarity (standard error between brackets) to lithotrophic, atmotrophic and thalassotrophic extreme watertypes according to MAION (Van Wirdum, 2006).

	Oostelijke Vechtplassen	Wieden en Weerribben	Nieuwkoopse Plassen	Mieden	Totaal
Geen verlanding	21	4	3	1	29
Type van Paddenrus en Waterdrieblad	3	0	0	0	3
Type van Snavelzegge	6	0	0	0	6
Type van Holpijp	0	0	0	1	1
Type van Riet en Holpijp	4	0	0	0	4
Type van Krabbenscheer	3	4	1	0	8
Type van Slangenwortel	4	1	0	0	5
Type van Pluimzegge	1	0	0	0	1
Type van Mattenbies	1	0	0	0	1
Type van Grote lisdodde en Riet	5	0	0	2	7
Type van Kleine lisdodde en Moerasvaren	9	2	1	0	12
Trilveen	0	1	0	1	2
Gelijkheid grondwater (rLi %)	81 (± 3)	82 (± 4)	62 (± 6)	93 (± 1)	
Gelijkheid regenwater (rAt%)	-35 (± 3)	-31 (± 3)	-9 (± 4)	-50 (± 2)	
Gelijkheid zeewater (rTh %)	3 (± 2)	7 (± 4)	25 (15)	-0,4 (± 2)	

3.1.4 Abiotische standplaatscondities verlandingstypen

In figuur 3.13 tot en met 3.16 zijn de belangrijkste resultaten bijeengebracht in de vorm van PCA's. Hierin bepalen de gemeten condities de ligging van de monsterlocaties in het diagram: punten die ver uiteen liggen lijken qua abiotische omstandigheden weinig op elkaar en punten die dicht bij elkaar liggen veel. De monsterpunten zijn ingedeeld op verlandingstypen, waardoor het duidelijk wordt welke abiotische parameters belangrijk zijn voor een bepaald type (de monsterpunten van een type liggen in de diagrammen dan dicht bijeen). Een IR-EGV-diagram (figuur 3.18) geeft op grond van de concentraties Ca en Cl en het EGV van het oppervlaktewater aan wat de belangrijkste herkomst (voeding) van het water in de petgaten met de desbetreffende vegetaties is. Eenzelfde type vergelijking is in figuur 3.19 gemaakt voor de gelijkheid met lithotroof en thalassotroof water (Van Wirdum, 1991; Van Wirdum *et al.*, 1992), berekend met MAION (Van Wirdum, 2006). In figuur 3.20 staan de oeverprofielen van de typen weergegeven. In Bijlage 7 zijn de gemeten parameters uiteengezet als boxplots, waarvan verschillen in het gemiddelde statistisch zijn getoetst. Een selectie van deze boxplots is opgenomen in figuur 3.21. De kennis die met deze resultaten is op gedaan, leidt tot de volgende typering van jonge verlanding:

Type van Paddenrus en Waterdrieblad

Dit type is aangetroffen in petgaten die duidelijke kwelinvloeden vertoonden: hoge concentraties ijzer in het poriewater van de sliblaag (meestal tussen 200 en 600 $\mu\text{mol/l}$ bodem) en lage concentraties nutriënten en sulfaat in het oppervlaktewater ($\text{P} < 1 \mu\text{mol/l}$, NO_3 en $\text{NH}_4 < \text{det. lim.}$, $\text{SO}_4 < 75 \mu\text{mol/l}$). Vaak groeit het type aan vanuit oude (vaak verzuurde) voedselarme kragges. Er is meestal sprake van iets dieper water dan bij de typen van Snavelzegge, Holpijp en Riet met Holpijp, met een sliblaag van enkele decimeters diep. Op de meeste bemonsterde plekken was het sediment onder de sliblaag wel vrij zandig. Dit type is overigens ook bekend uit de Wieden en Weerribben op plekken waar sprake is van wegzijging (mededeling C. Cusell).

Type van Snavelzegge

Dit type wordt aangetroffen in ondiepe petgaten waar (nagenoeg) tot op het zand is verveend en zich nog nauwelijks een sliblaag heeft gevormd. Hier kan Snavelzegge zich goed in de waterbodem vestigen. De petgaten vertonen duidelijke kwelinvloeden: hoge ijzerconcentraties in de onderwaterbodem ($> 50 \mu\text{mol/l}$), hoge concentraties calcium (700-1500 $\mu\text{mol/l}$) en bicarbonaat (1500-3000 $\mu\text{mol/l}$) in het oppervlaktewater en lage concentraties nutriënten, natrium, kalium, chloride en sulfaat in het oppervlaktewater ($\text{P} < 1 \mu\text{mol/l}$, NO_3 en $\text{NH}_4 < \text{det. lim.}$, $\text{SO}_4 < 75 \mu\text{mol/l}$, Na en Cl $< 500 \mu\text{mol/l}$ en K $< 50 \mu\text{mol/l}$).

Type van Holpijp

Dit type is slechts eenmaal bemonsterd (De Mieden). Dit betrof een petgat met sterke kwelinvloed (zeer hoge concentraties ijzer (12500 $\mu\text{mol/l}$), calcium (3000 $\mu\text{mol/l}$) en bicarbonaat (5000 $\mu\text{mol/l}$) in het poriewater van de onderwaterbodem) en lage concentraties nutriënten, chloride en sulfaat in het oppervlaktewater ($\text{P} 2 \mu\text{mol/l}$, NO_3 en $\text{NH}_4 < \text{det. lim.}$, $\text{SO}_4 17 \mu\text{mol/l}$, Na en Cl $< 500 \mu\text{mol/l}$ en K $1 \mu\text{mol/l}$). Het petgat was over het hele oppervlak zeer ondiep en had een venige bodem. Onder de Holpijp had zich een sliblaag van circa 25 cm dik ontwikkeld.

Type van Riet en Holpijp

Dit type komt voor op plekken die zeer vergelijkbaar zijn met locaties met het type van Snavelzegge. Uit dit onderzoek blijkt niet of er een verschil is in abiotische standplaatscondities. Omdat beide type nog niet gemaaid worden, is in elk geval het beheer niet verklarend voor het verschil.

Type van Krabbenscheer

Het type van Krabbenscheer heeft een duidelijk afwijkende standplaats ten opzichte van de andere verlandingstypen. Het type komt voor in tamelijk hard water (HCO_3 meestal tussen 2500 en 3500 $\mu\text{mol/l}$) met een iets hogere beschikbaarheid van nutriënten dan voorgaande typen (ortho-P gemiddeld 0,7 $\mu\text{mol/l}$ in het oppervlaktewater en 7 $\mu\text{mol/l}$ in het poriewater van het slib tegen circa 0,4, respectievelijk 4 $\mu\text{mol/l}$ in de hierboven beschreven types). Opvallend was de hoge CO_2 -concentratie die in het oppervlaktewater met dit type werd gemeten in de Wieden-Weerribben (circa 600-900 $\mu\text{mol/l}$ tegen gemiddeld circa 250 $\mu\text{mol/l}$ in andere typen). Krabbenscheer heeft deze hoge CO_2 -concentraties nodig om na overwintering onder water weer boven te komen drijven (Harperslager *et al.*, 2015). Hoe deze hoge concentraties ontstaan, is niet duidelijk. In een dichte Krabbenscheervegetatie kan het plantendek ervoor zorgen dat er minder uitwisseling van CO_2 uit het water naar de atmosfeer is (mond. med. Harperslager). Dat het sediment (de vaste bodem onder de sliblaag) bij dit type uit veen bestaat, kan er toe bijdragen dat er door afbraak meer CO_2 in de onderwaterbodem ontstaat dan bij typen met een minder organische bodem. In vergelijking met typen die ook een veenbodem hebben, zoals het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren, is de concentratie bicarbonaat in het poriewater van de onderwaterbodem echter erg hoog (gemiddeld circa 7000 $\mu\text{mol/l}$ tegen gemiddeld circa 3000 $\mu\text{mol/l}$ voor het type Kleine lisdodde en Moerasvaren). Aangezien er hier geen sprake is van kwel, lijkt het aannemelijk dat de veenbodem van petgaten met Krabbenscheerverlanding reactiever zijn en dus sneller afbreken.

Uit eerder OBN-onderzoek in de Wieden en Weerribben is bekend dat Krabbenscheervegetaties alleen voorkomen in petgaten met een lage verhouding van NH_4/K in het poriewater van het slib (Cusell *et al.*, 2013). Ook uit de huidige studie blijkt dat de locaties met Krabbenscheer zeer lage NH_4/K -verhoudingen hebben in het slib en het sediment. Dit hing niet zo zeer samen met de ammoniumconcentratie, maar vooral met significant hogere concentraties kalium in het oppervlaktewater en het poriewater van de onderwaterbodem, en van uitwisselbaar kalium in de sliblaag, vaste onderwaterbodem en de oever. In de oevers is ook de fosfaatbeschikbaarheid hoger: ze zijn rijker aan zoutextraheerbaar P en hebben een hogere orthofosfaatconcentratie in het poriewater dan de andere verlandingstypen.

De waterdiepte in petgaten met Krabbenscheerverlanding waren het diepst van alle typen verlanding (gemiddeld zo'n 120 cm). Krabbenscheer heeft voldoende diep water nodig om te overwinteren, maar niet noodzakelijkerwijs zo diep. De diepte van de petgaten hangt hier samen met dikte van het veenpakket. Doordat het pakket hier dikker is, kon er dieper verveend worden, in tegenstelling tot de bovenstaande typen, die in dit onderzoek vooral in de (voormalige) kwelzones van de Utrechtse Heuvelrug en in De Mieden werden aangetroffen en waar het veenpakket dun is.

Type van Slangenwortel

Het verlandingstype van Slangenwortel komt voor in wateren met vrij hoge calcium- (meestal 1100-2000 $\mu\text{mol/l}$) en magnesiumconcentraties (meestal 200-300 $\mu\text{mol/l}$). In de oever, waar Slangenwortel wortelt, kan de concentratie zoutextraheerbaar NH_4 hoog zijn, tot circa 500 $\mu\text{mol/l}$ bodem. Ook kan het type voorkomen bij een hoge fosfaatbeschikbaarheid (Olsen-P rond 500 $\mu\text{mol/l}$ bodem) in de oever. Het type komt voor in redelijk diepe petgaten, waarin de waterlaag echter vrij ondiep is (vaak <50 cm) doordat er op de bodem een dikke sliblaag aanwezig is. Het onderwatertalud van de legakker is meestal vrij steil.

Type van Pluimzegge en type van Mattenbies

Omdat van beide typen slechts een (atypische) vegetatie bemonsterd is, worden deze typen hier beide niet besproken. De monsterpunten staan echter wel weergegeven in figuren 3.13 t/m 3.18, zodat deze twee punten wel vergeleken kunnen worden met de andere monsterlocaties.

Type van Kleine lisdodde en Moerasvaren

Dit is een zeer breed voorkomend verlandingstype. Het komt voor op plekken met een dik slibpakket van 40 tot meer dan 120 cm dik. Het onderwatertalud van de legakker is meestal vrij steil. Het oppervlaktewater varieert van vrij zacht (vanaf circa 400 $\mu\text{mol/l HCO}_3$) tot vrij hard, maar bicarbonaatconcentraties komen meestal niet boven 2000 $\mu\text{mol/l}$ uit. Dit is een van de weinige onderzochte verlandingstypen dat voor kan komen in water met sterk regenwaterachtig karakter ($\text{EGV} < 100 \mu\text{S/cm}$). Net als het type van Krabbenscheer prefereert dit type petgaten met een veenbodem en -oever. De sliblaag is meestal rijk aan beschikbaar (zoutextraheerbaar) fosfor en ammonium (gemiddeld 4, respectievelijk 1000 $\mu\text{mol/l}$ bodem).

Type van Grote lisdodde en Riet

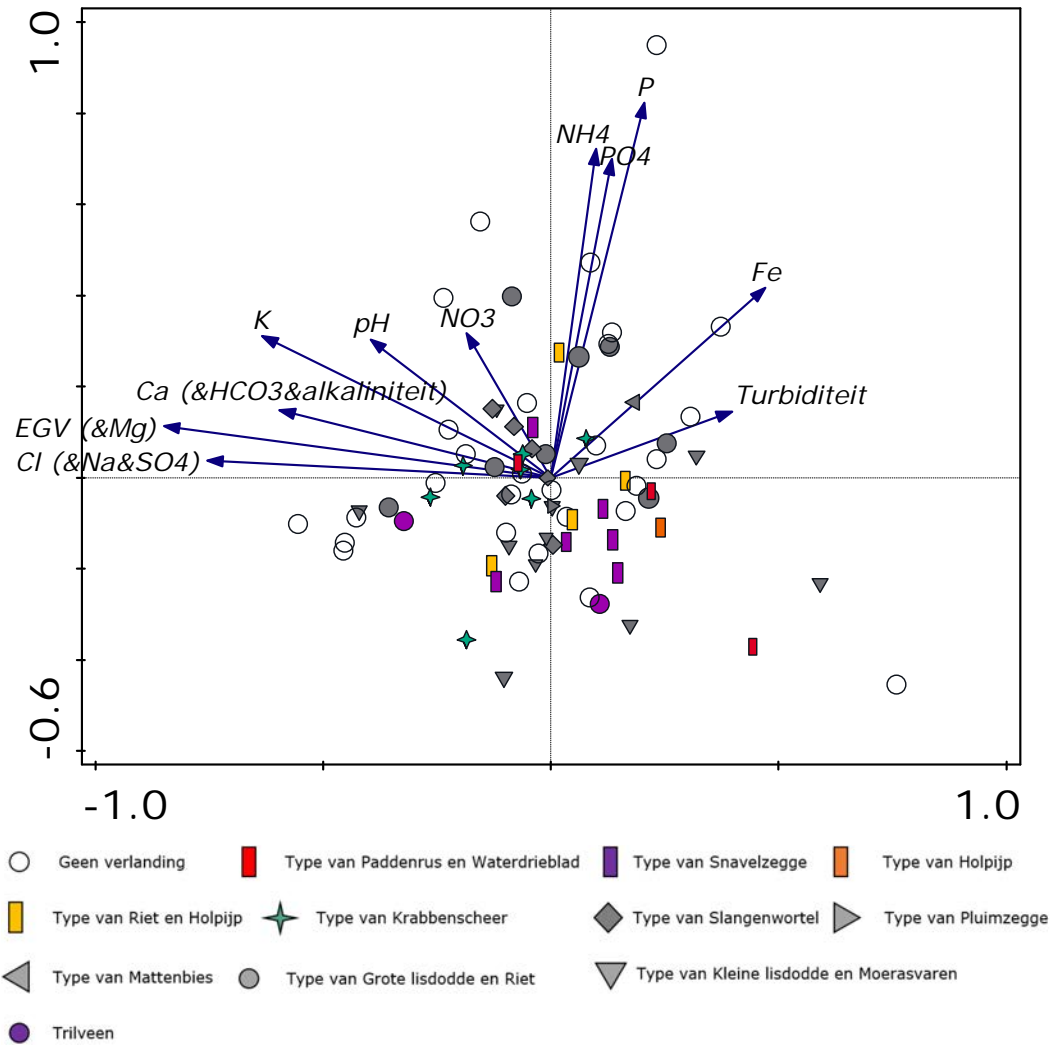
Het type van Grote lisdodde en Riet komt voor in gebufferd water met een hoge fosforconcentratie (2-6 $\mu\text{mol/l}$ in de zomer). Het sediment van de waterbodem hoeft niet veel organische stof te bevatten en is meestal erg rijk aan fosfor (P-Olsen meestal rond 500 $\mu\text{mol/l}$), net als de het poriewater van het slib (meestal tussen 5 en 35 $\mu\text{mol/l}$) en de oever (meestal tussen 10 en 25 $\mu\text{mol/l}$). De petgaten waarin het type wordt aangetroffen zijn meestal niet veel dieper dan een meter.

Geen verlanding

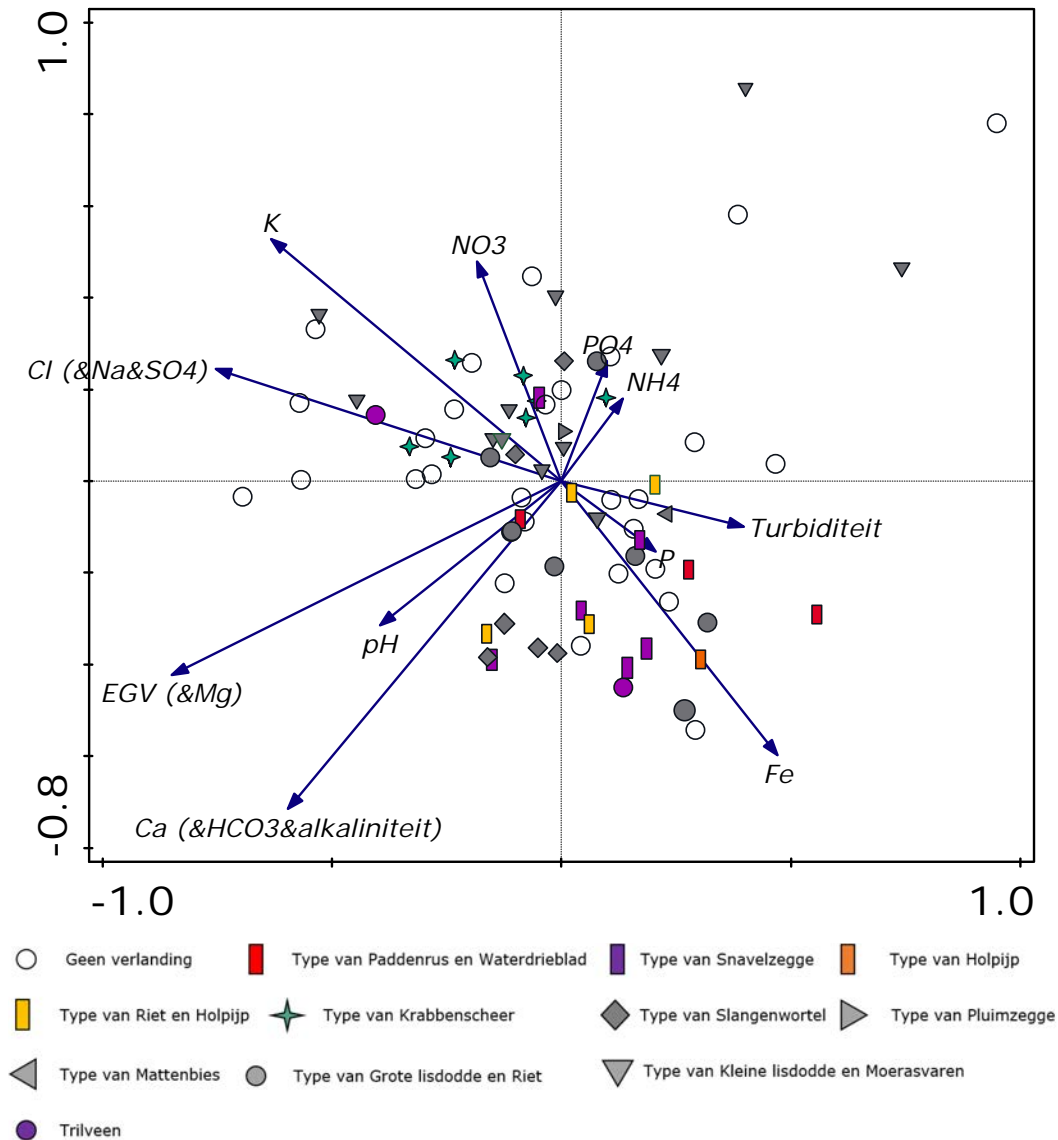
Petgaten waarin geen verlanding optreedt, worden aangetroffen bij verschillende oppervlaktewater- en bodemkwaliteit. Er is dus niet één op zichzelfstaande factor aan te wijzen die er momenteel in petgaten in het laagveengebied voor zorgt dat er geen verlanding optreedt. Dit betekent niet dat abiotische factoren in deze tijd geen rol spelen bij het uitblijven van verlanding, alleen dat dit voor elk petgat een verschillende factor kan zijn. Figuren 3.13 t/m 3.18 en de extreme waarden van locaties zonder verlanding in figuur 3.20 en in de boxplots in Bijlage 7 geven een indicatie van welke factoren mogelijk van belang zijn in het uitblijven van successie.

Hoewel de nutriëntenrijkdom van het oppervlaktewater -lange tijd de belangrijkste belemmerende factor voor verlanding- in het algemeen niet meer zo'n grote rol speelt door het terugdringen ervan, zijn er nog steeds petgaten waarin de P-concentratie belemmerend lijkt te zijn. Verlanding is niet meer aangetroffen bij P-concentraties in het oppervlaktewater van 6 $\mu\text{mol/l}$ (0,19 mg P/l). Dit komt overeen met de klasse ontoereikend (en slecht) die in de KRW-maatlatten voor laagveenpetgaten (M27) wordt gehanteerd. Samenhangend hiermee komt verlanding ook niet voor in turbide petgaten. Deze turbiditeit kan door algenbloei bij hoge nutriëntenconcentraties worden veroorzaakt, maar ook door opwerveling van slibdeeltjes langs bijvoorbeeld vaarroutes. Bij zowel zeer hoge (>500 $\mu\text{S/cm}$) als bij zeer lage (<50 $\mu\text{S/cm}$) EGV-waarden zijn geen verlandende petgaten aangetroffen. Hoge waarden werden aangetroffen bij een hoge belasting met extern (vervuild) oppervlaktewater, de extreem lage waarde in een regenwater gevoed petgat.

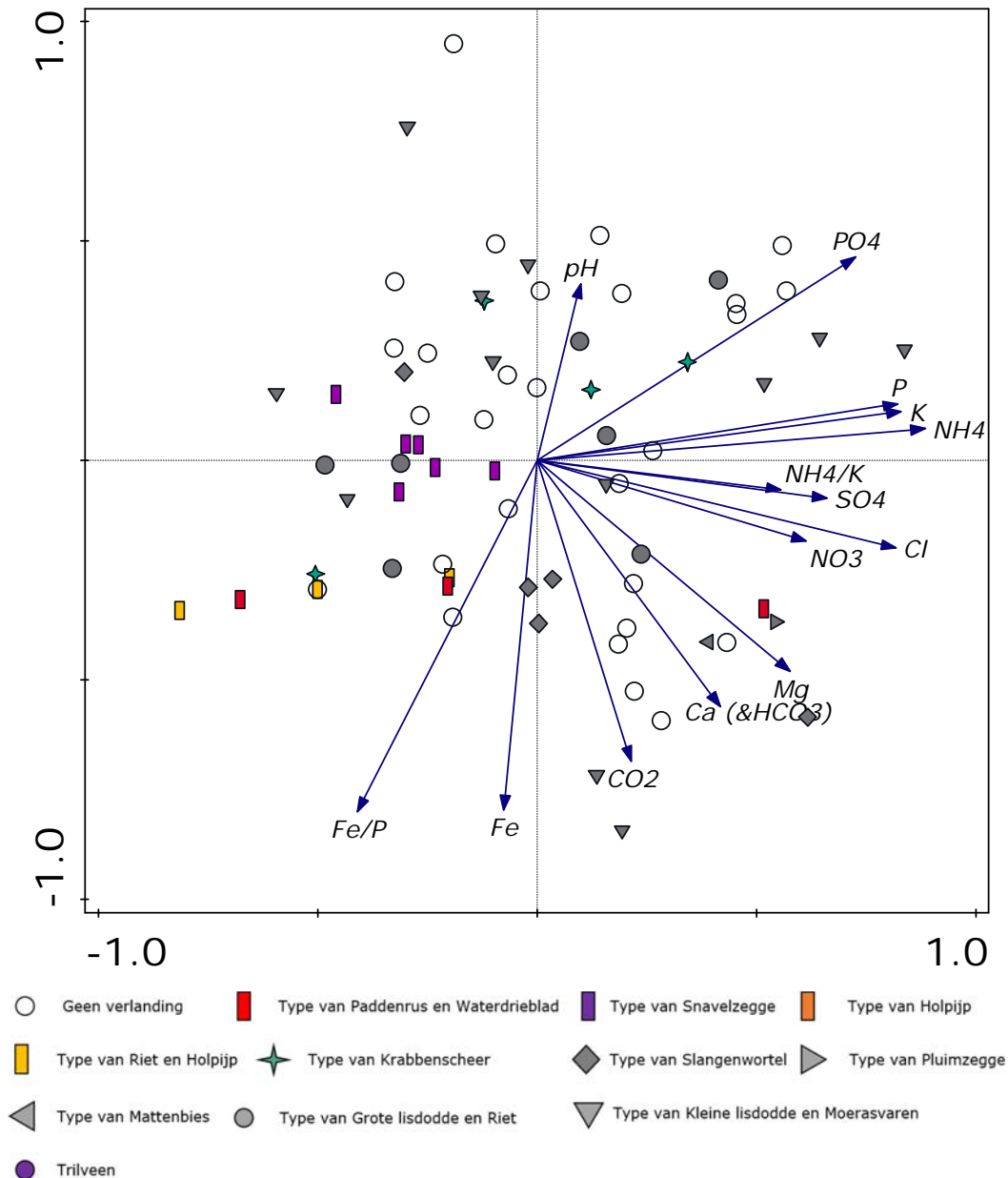
Ook zeer hoge P-concentraties in de onderwaterbodem (Olsen-P > 500 $\mu\text{mol/l}$ bodem en totaal-P > 6 mmol/l bodem) kwamen alleen voor in enkele petgaten zonder verlanding. Als echter wordt gekeken naar de nutriëntenconcentraties in het poriewater en naar de trofie van de oever dan waren de concentraties niet hoger dan concentraties die voorkomen bij eutrofe verlanding met Grote lisdodde en Riet.



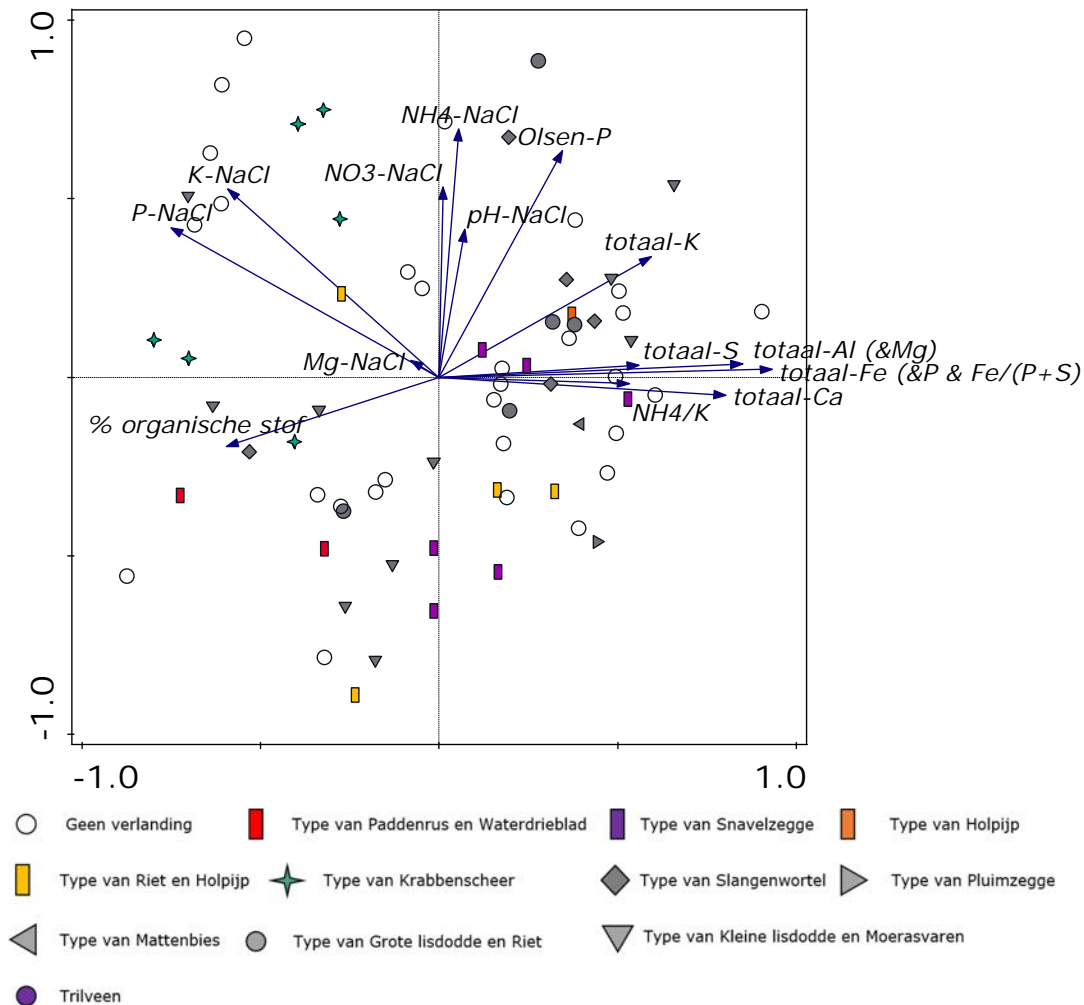
Figuur 3.13. As 1 (verklaart 24%) en as 2 (verklaart 20%) van de PCA van de gemeten parameters in het **oppervlaktewater**. Sterk gecorreleerde parameters staan tussen haakjes weergegeven bij de geselecteerde parameter. As 1 wordt vooral door de concentratie van macro-ionen bepaald; as 2 door nutriënten. Typen met hoge potentie voor successie naar *Trilveen* liggen vooral aan de kant met lage nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater; het type van *Grote lisdodde en Riet* wordt juist bij hogere nutriëntenconcentraties aangetroffen. Het type van *Krabbenscheer* bij intermediaire waarden. Axis 1 (24% explanation) and axis 2 (20% explanation) of the PCA of parameters in the **surface water**. Strongly correlated parameters are depicted between brackets next to the selected parameter. Axis 1 is mainly determined by the concentration macro-ions; axis 2 by nutrients. Types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* are mainly situated at the site with low nutrient concentrations in the surface water; the *Typha latifolia-Phragmites* type is found at high nutrient concentrations, on the other hand. The *Stratiotes* type is found at intermediate values.



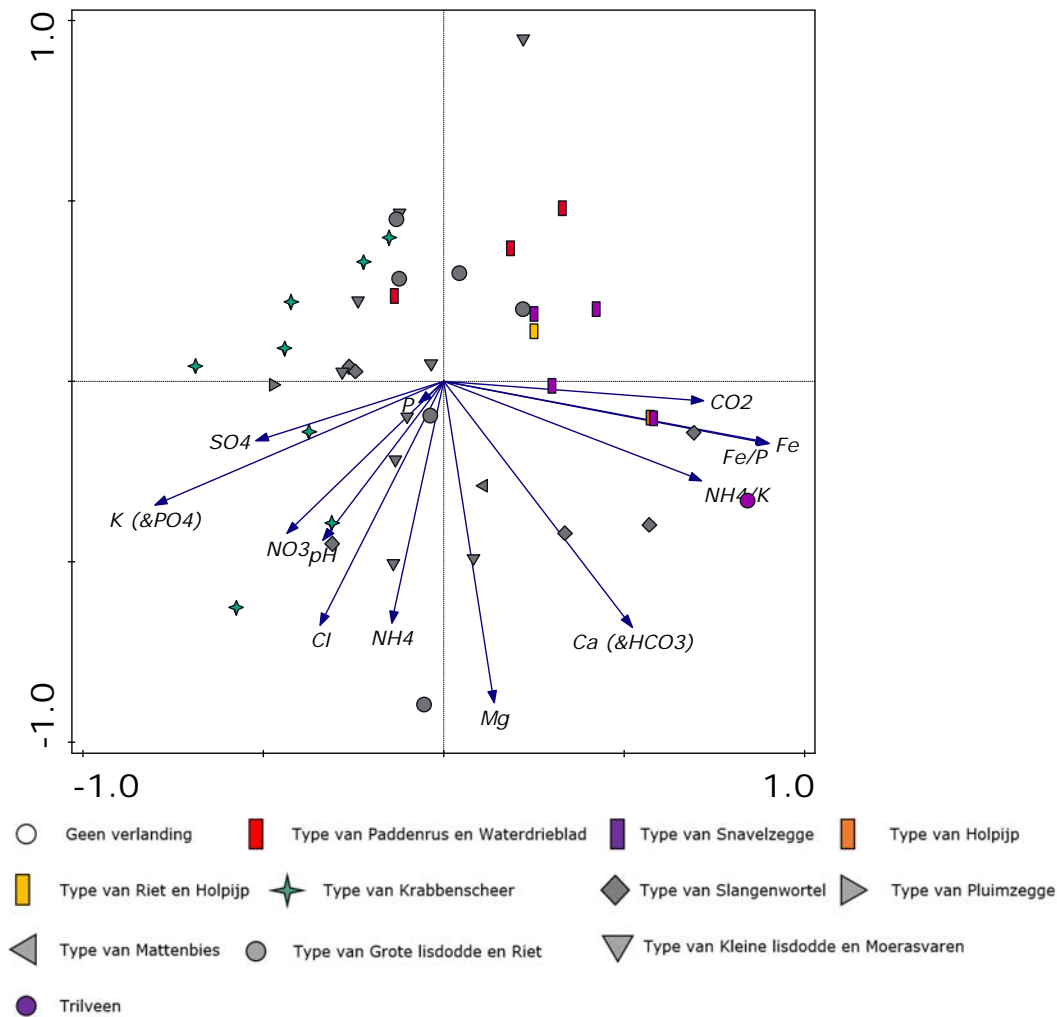
Figuur 3.14. As 1 (verklaart 24%) en as 3 (verklaart 17%) van de PCA van de gemeten parameters in het **oppervlaktewater**. Sterk gecorreleerde parameters staan tussen haakjes weergegeven bij de geselecteerde parameter. As 1 is hier vooral gecorreleerd aan invloed van oppervlaktewater (Cl, Na, SO₄, K), as 2 aan kwelwater (Ca, HCO₃, Fe). De types met hoge potentie voor successie naar trilveen hebben een grote invloed van 'kwelwater' en een lage invloed van 'oppervlaktewater'. Het Krabbenscheertype is vooral aangetroffen bij een hoge invloed van 'oppervlaktewater'. Is de invloed van beide watertypen laag en is dus de invloed van regenwater groot, dan wordt als verlandend type alleen nog het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren aangetroffen (dat ook bij een grotere invloed van oppervlaktewater voorkomt). Axis 1 (24% explanation) and axis 3 (17% explanation) of the PCA of parameters in the **surface water**. Strongly correlated parameters are depicted between brackets next to the selected parameter. Axis 1 is mainly correlated with the influence of surface water (Cl, Na, SO₄, K); axis 2 by groundwater discharge (Ca, HCO₃, Fe). Types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* are mainly situated at the site with low nutrient concentrations in the surface water; the *Typha latifolia-Phragmites* type is found at high nutrient concentrations, on the other hand. The *Stratiotes* type is found at intermediate values.



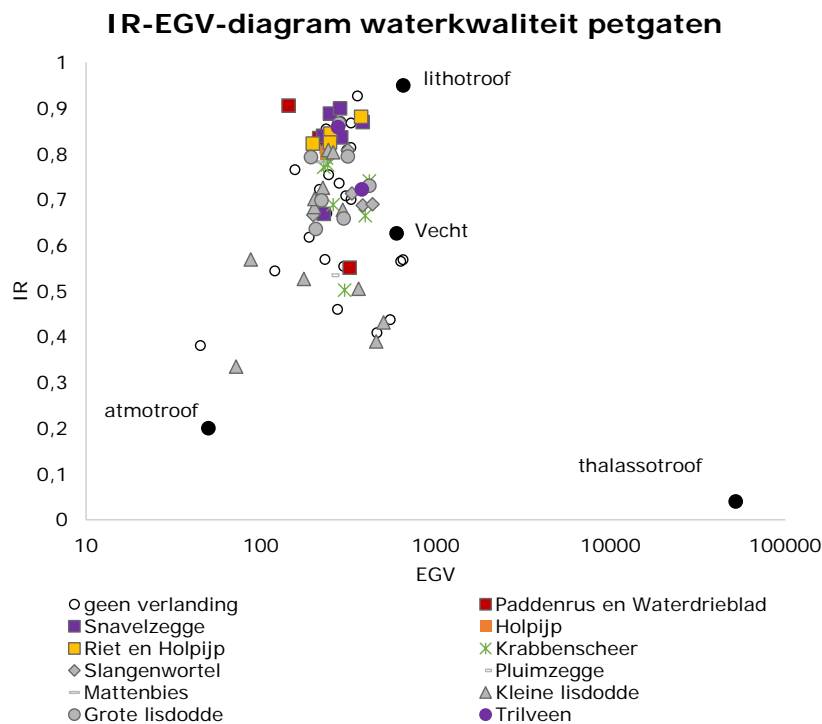
Figuur 3.15. As 1 (verklaart 37%) en as 2 (verklaart 20%) van de PCA van de gemeten parameters in het **poriewater van het slib**. Sterk gecorreleerde parameters staan tussen haakjes weergegeven bij de geselecteerde parameter. As 1 is hier vooral gecorreleerd aan invloed nutriënten (PO_4 , P, K, NH_4 , NO_3 , NH_4/K) en 'oppervlaktewater' (Cl, SO_4), as 2 aan kwelwater (Ca, HCO_3 , Fe, Fe/P, CO_2). De types met hoge potentie voor successie naar trilveen hebben een lage nutriëntenconcentraties en van hoge concentraties van ionen die met kwel worden aangevoerd. Het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren komt voornamelijk voor in de bovenste helft van het diagram, dus op plekken met weinig kwelinvloed. Axis 1 (37% explanation) and axis 2 (20% explanation) of the PCA of parameters in the **porewater of the sludge layer**. Strongly correlated parameters are depicted between brackets next to the selected parameter. Axis 1 is mainly correlated with nutrients (PO_4 , P, K, NH_4 , NO_3 , NH_4/K) and 'surface water' (Cl, SO_4); axis 2 with groundwater influence (Ca, HCO_3 , Fe, Fe/P, CO_2). Types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* have high concentrations of ions supplied by groundwater discharge. The *Typha angustifolia*-*Thelypteris* type is mainly found at the top half of the diagram, so at sites with little groundwater feeding.



Figuur 3.16. As 1 (verklaart 33%) en as 2 (verklaart 14%) van de PCA van de gemeten parameters in **bodem van de lage oever** (bodem van de hoge oever gaf vergelijkbare resultaten). Sterk gecorreleerde parameters staan tussen haakjes weergegeven bij de geselecteerde parameter. As 1 staat hier vooral voor een minerale (hoge totaalconcentraties Al, Fe, Ca en S) of organische (hoge concentratie organische stof) bodem, as 2 voor beschikbaarheid van nutriënten (zoutextraheerbaar stikstof, P en K en P-Olsen). De types met hoge potentie voor successie naar trilveen liggen meestal op het overgang naar het Pleistoceen en hebben daarom een meer minerale legakker (behalve het type van Paddenrus en Waterdrieblad). Het type van Krabbenscheer heeft juist een venige oever. De types met hoge potentie voor successie naar trilveen hadden een voedselarme oever, terwijl het type van Krabbenscheer hoge concentraties zoutextraheerbaar K en P in de oever had. Het type van Grote lisdodde en Riet kwam voor bij een hoge Olsen-P-concentratie in de oever. Axis 1 (33% explanation) and axis 2 (14% explanation) of the PCA of parameters in the **soil of the lower shores** (soil of the higher shores gives similar results). Strongly correlated parameters are depicted between brackets next to the selected parameter. Axis 1 depicts mainly mineral (high total concentrations of Al, Fe, Ca and S) or organic soils (high organic matter concentrations); axis 2 depicts nutrient availability (NaCl extractable N, P and K, and P-Olsen). Types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* are mainly situated at the transition towards Pleistocene areas, so they possess a more mineral shore, except for the *Juncus-Menyanthes* type. On the contrary, the *Stratiotes* type has a more organic shore. Types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* had shores poorer in nutrients, whereas the *Stratiotes* type had high concentrations of NaCl extractable K and P. The *Typha latifolia-Phragmites* type was found at high P-Olsen concentrations in the shore soil.

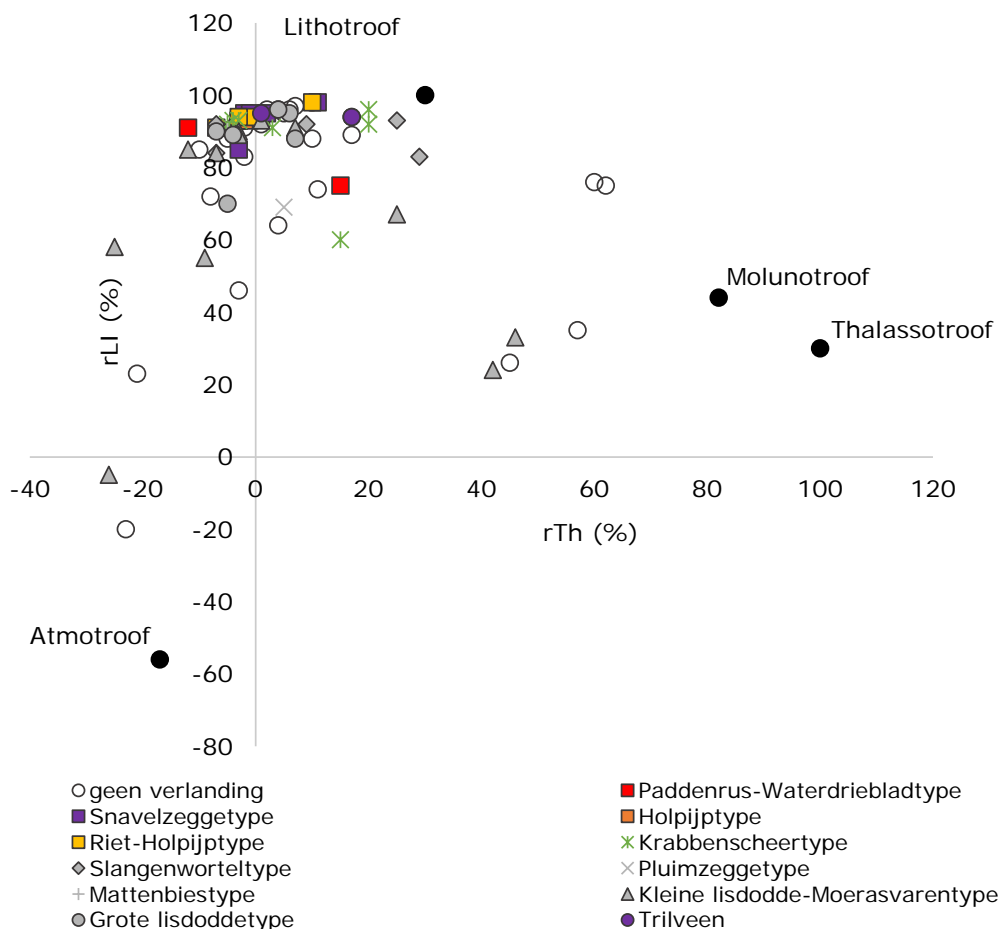


Figuur 3.17. As 1 (verklaart 33%) en as 2 (verklaart 21%) van de PCA van de gemeten parameters in het **poriewater van de kragge**. Sterk gecorreleerde parameters staan tussen haakjes weergegeven bij de geselecteerde parameter. Uit de figuur blijkt dat de beschikbaarheid van macro-ionen en nutriënten in de kragge per type sterk kan verschillen; dit kan van belang zijn voor soorten die in de kragge kiemen en vestigen en dus voor het verdere verloop van de successie. Op as 1 is een scheiding te zien tussen enerzijds hoge concentraties Fe en CO₂ en een hoge Fe/P-verhouding in het poriewater (met name in de kragges van typen met een hoge potentie voor successie naar trilveen) en anderzijds een hoge concentratie K en een lage NH₄/K-verhouding (Type van Krabbenscheer). De tweede as is zowel gecorreleerd met de concentratie Mg als met de concentratie NH₄, waardoor er een wat diffuus beeld ontstaat. Hoge ammoniumconcentraties zijn echter alleen te vinden in de kragges van de typen met een lage potentie voor successie naar trilveen (zie boxplots in Bijlage 7). Axis 1 (33% explanation) and axis 2 (21% explanation) of the PCA of parameters in the **porewater of floating rafts**. Strongly correlated parameters are depicted between brackets next to the selected parameter. It appears from the diagram that the availability of macro ions and nutrients in the floating raft can differ strongly dependent on the plant community; this might be important for the species that germinate and establish on the rafts, determining the future succession. On axis 1 floating rafts with high concentrations of Fe and CO₂ and a high Fe/P ratio (especially the rafts of types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae*) are separated from the ones having a high K concentration and low NH₄/K ratio (*Stratiotes* type). The second axis is correlated with the Mg concentration as well as with the concentration of NH₄, giving a somewhat blurred image. High ammonium concentrations are however only found in rafts of types with less potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* (see also Boxplots in Appendix 7).



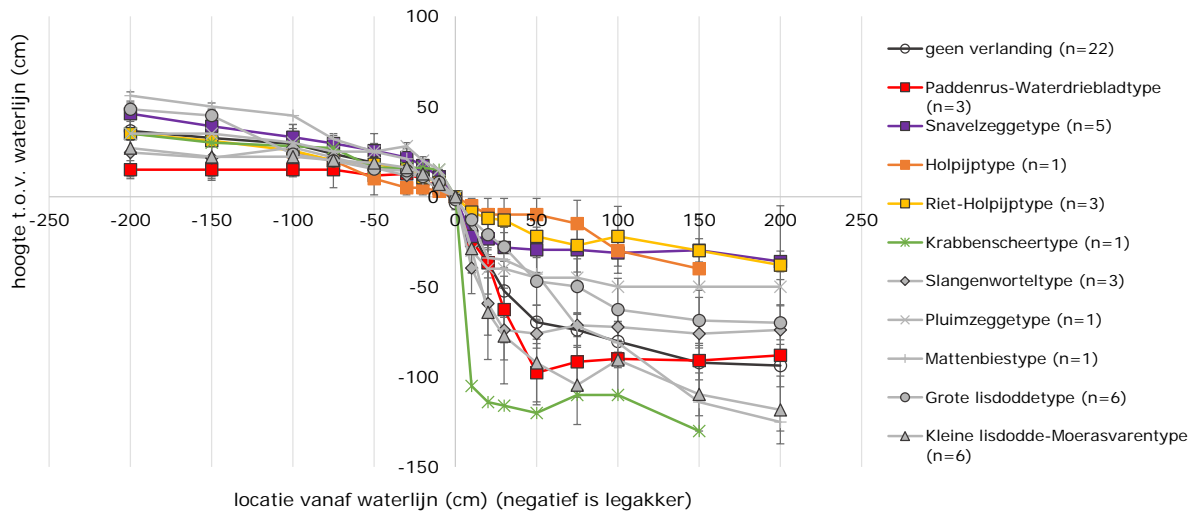
Figuur 3.18. IR-EGV-diagram van het oppervlaktewater in de petgaten. Net als in de PCA's van het oppervlaktewater en het poriewater van de sliblaag (figuur 3.14 en 3.15) is te zien dat de typen van Snavelzegge, Holpijp, Riet en Holpijp en in mindere mate ook het type van Paddenrus en Waterdrieblad vooral voorkomen in lithotroof (grondwatergevoed) water. Het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren komt breed voor van atmotroof tot oppervlaktewatergevoed. De types van Krabbenscheer, Slangenwortel en Grote lisdodde en Riet komen voor tussen oppervlaktewater- en grondwatergevoede petgaten. IR-EC diagram of the surface water of the turf ponds. Just like in the PCAs of the surface water and pore water of the detritus (Figures 3.14 and 3.15), the Carex rostrata type, the Equisetum type, the Phragmites-Equisetum type and to a lesser extent also the Juncus-Menyanthes type, receive lithotrophic water. The Typha angustifolia-Menyanthes type is present in a wide range, differing from atmotrophic tot river water fed waters. The Stratiotes type, the Calla type and the Typha latifolia-Phragmites type are found somewhere between surface water fed and groundwater fed turf ponds.

gelijkenis oppervlaktewater

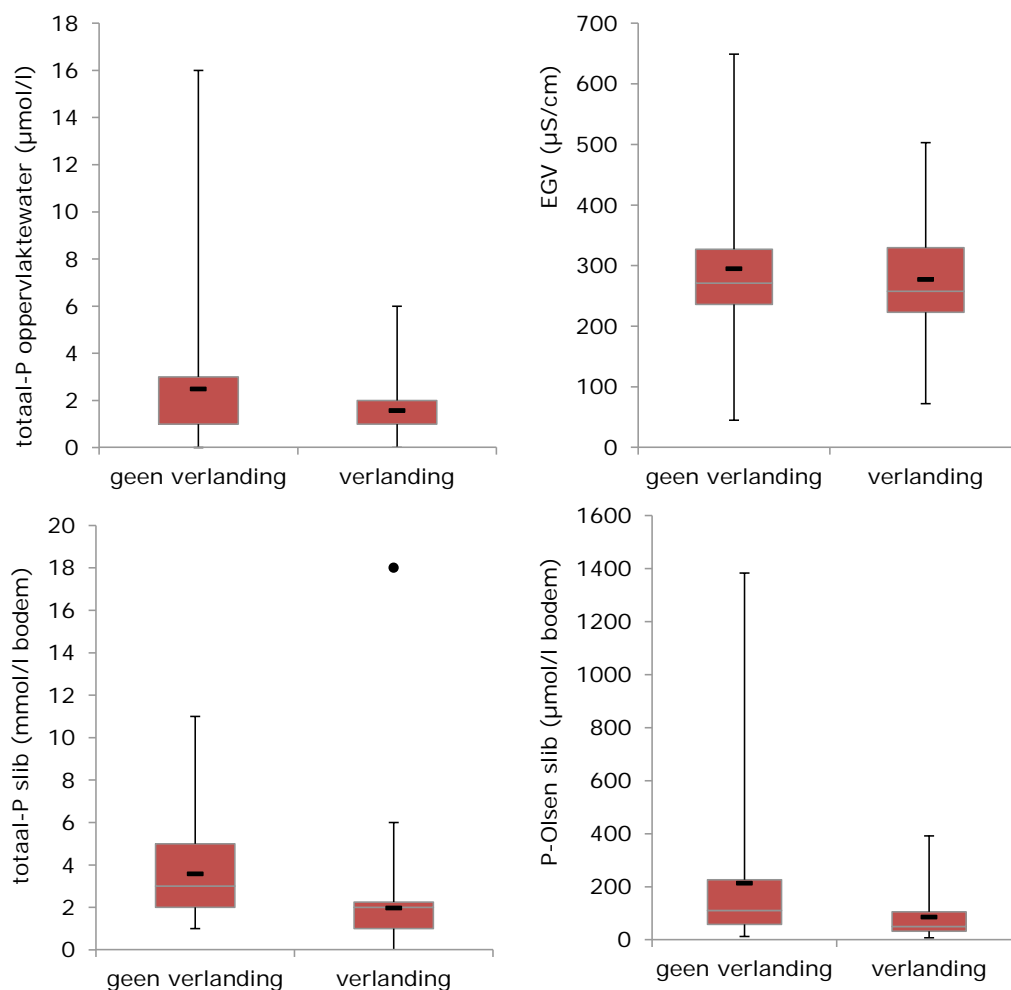


Figuur 3.19. Gelijkenis van het oppervlaktewater in de petgaten met zee- en grondwater, berekend met MAION (Van Wirdum, 2006). Deze figuur bevestigt het beeld van figuur 3.18 dat de typen van Snavelzegge, Holpijp, Riet en Holpijp en in mindere mate ook het type van Paddenrus en Waterdrieblad vooral voorkomen in water dat lijkt op lithotroof water (grondwater). Het water van de petgaten van het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren varieert van atmotroof tot oppervlaktewatergevoed. Het oppervlaktewater van de types van Krabbenscheer, Slangenwortel en Grote lisdodde en Riet varieert van grondwaterachtige kwaliteit tot sterk door oppervlaktewater beïnvloed. Similarity of the surface water of the turf ponds to thalassotrophic and lithotrophic water, calculated by MAION (Van Wirdum, 2006). This figure confirms the image of Figure 3.18: the *Carex rostrata* type, the *Equisetum* type, the *Phragmites-Equisetum* type and to a lesser extent also the *Juncus-Menyanthes* type occur mostly in groundwater-like waters. The surface water of the *Thypha angustifolia-Menyanthes* type is present in a wide range, differing from atmotrophic tot river water fed waters. The surface water of the *Stratiotes* type, the *Calla* type and the *Typha latifolia-Phragmites* type varies between groundwater-like to heavily influenced by surface water.

oevervorm legakker verlandingsvegetaties



*Figuur 3.20. Oevervorm van de legakker in de eerste twee meter boven en de eerste twee meter onder de waterlijn en de diepte van het petgat. Foutbalken geven de standaardfout weer. De typen met een hoge potentie voor de ontwikkeling van trilveen die ontstaan door wortelende helofyten hebben een flauwe oever in petgaten met geringe waterdiepte. Het type van Paddenrus en Waterdrieblad kan echter ontstaan vanuit de oever, waardoor het op steilere oevers in dieper water voor kan komen. De typen van Kleine lisdodde en Moerasvaren en van Krabbenscheer werden alleen aangetroffen in diepe petgaten met steile oevers (zie ook boxplots in Bijlage 7).
Shoreline shape within the first two meters above and the first two meters beneath the waterline and turf pond depth. Error bars represent the standard error of the mean. Types with a high potential for succession towards *Scorpidio-Caricetum diandrae* have a shore with a small inclination in turf ponds with shallow water. The *Juncus-Menyanthes* type can however develop from the shores, so can develop in deeper waters with steeper shores (see also Boxplots in Appendix 8).*



Figuur 3.21. Concentratie P in de zomer en EGV van het oppervlaktewater en concentraties totaal-P en plantbeschikbaar P (Olsen-P) in het slib in petgaten met en zonder verlanding. Bij hoge concentraties P en zowel zeer hoge als zeer lage EGV is geen verlanding aangetroffen. Summer P concentrations and EC in the surface water and total-P and Olsen-P concentrations in the sludge layer in turf ponds with and without terrestrialisation.

3.1.5 Snelheid verlanding

Van een aantal petgaten in de Westbroekse Zodden is in de luchtfotostudie de verlandingsnelheid in de periode 2001-2012 bepaald (paragraaf 2.3; figuur 2.17). In het veld is daarna gekeken wat voor verlandingsvegetaties het betrof (tabel 3.2).

Snelverlandende petgaten kenden een verlanding van helofyten die in de onderwaterbodem wortelden. Dit betroffen ofwel mesotrafente verlandingsvegetaties met het type van Snavelzegge (soms met Riet) of eutrafertere van Grote lisdodde en Riet. Bij dit soort helofytenvegetaties kon de verlandingsnelheid echter ook wat lager zijn. Eutraferente kragges van Grote lisdodde en Riet groeiden langzamer aan en haalden een verlandingsnelheid van 10-20% van het petgat in 11 jaar. Overige kraggeverlandingen, met het type van Slangenwortel, Waterdrieblad en Paddenrus en Snavelzegge (Grote boterbloem) groeiden zo langzaam aan dat er op de luchtfoto's geen navenante verlanding binnen het tijdsbestek te detecteren was. Het lijkt er dus op dat verlanding met wortelende helofyten zich snel kan voltrekken, ongeacht of dit eutraferente of mesotrafente typen betreft. Bij kraggeverlanding waarbij soorten vanuit een bestaande kragge het water moeten koloniseren, gaat dit langzamer, en is de snelheid waarschijnlijk wel afhankelijk van de trofie (zie ook paragraaf 4.4). Behalve de snelheid van de kraggeverlanding, bepaalt de trofie ook het type verlanding. Krabbenscheerverlandingen zijn niet meer aanwezig in de Westbroekse Zodden. Bij

verlanding met Krabbenscheer kan de verlanding ook zeer snel verlopen (zie paragraaf 3.2). Krabbenscheer is in staat om in enkele jaren tijd een geheel petgat te koloniseren. Hierop kan niet alleen vanuit de oever een kragge gevormd worden (door bijvoorbeeld Moerasvaren), maar kunnen midden in het petgat ook soorten op de Krabbenscheermat kiemen en de kragge van daarvandaan uitbreiden. Dit proces kan waarschijnlijk veel sneller verlopen dan als de uitlopers van verlandende plantensoorten vanuit een kragge het open water moeten koloniseren, zoals nu het geval is bij de aangetroffen verlandingen die niet via helofyten verlopen in de Westbroekse Zodden.

Tabel 3.2. Verlandingsnelheid tussen 2001 en 2012 (als percentage van het oppervlak van het petgat) in nieuw aangelegde petgaten in de Westbroekse Zodden bepaald door middel van luchtfotostudie (paragraaf 2.3) en de verlandingsvegetatie die in het veld werd aangetroffen. Terrestrialisation pace between 2001 and 2012 (percentage of the surface of the turf pond) in newly dug turf ponds in the Westbroekse Zodden, determined with aerial photographs (section 2.3) and the vegetation in the field found in these ponds.

Verlandingsnelheid (% van petgat) (aantal tussen haakjes)	Aangetroffen verlandingsvegetatie
~ 0% (8)	Geen (62%), kragge van Grote boterbloem, kragge van Waterdrieblad, Kragge van Slangenwortel
5-10% (2)	Geen noemenswaardige verlandingsvegetaties
10-20% (7)	Alleen helofytenzones langs oever (29%), helofytenverlanding met type van Grote lisdodde en Riet (14%), helofytenverlanding met type van Snavelzegge (14), kragges met type van Grote lisdodde en Riet (43%)
20-30% (1)	Type van Snavelzegge
>50% (2)	Type van Snavelzegge, Type van Riet en Holpijp (zonder Holpijp, met Snavelzegge)

3.1.6 Interacties oppervlaktewater, bodem, oever

De kwaliteit van water, bodem en oever beïnvloeden elkaar doorgaans. Vanuit de onderwaterbodem kan nalevering van nutriënten naar het oppervlaktewater in het petgat plaatsvinden en vanuit nutriëntenrijke oevers kan door uit- en afspoeling een voedselrijke sliblaag ontstaan. De verwachting is dat de kwaliteit van het oppervlaktewater, de waterbodem en de oever vaak samenhangen; jarenlange aanvoer van voedselrijk oppervlaktewater kan voor oplading van de bodem met fosfaat zorgen en de aanvoer van calciumrijke kwel kan af te lezen zijn uit de calciumconcentratie in het poriewater van de onderwaterbodem, de oplading met calcium van de bodem en de oevers en de calciumconcentratie in het oppervlaktewater. Om te achterhalen hoe de verschillende bemonsterde compartimenten in dit onderzoek samenhangen is daarom gekeken naar de correlaties tussen de gemeten parameters in deze compartimenten (resultaten niet weergegeven).

De bodem van de oever is op ongeveer 20 en 100 cm van de oever bemonsterd (de lage en hoge oever). Concentraties van de meeste gemeten parameters, waaronder fosfor hingen sterk samen tussen de hoge en lage oever. Dit betekent dat waar er bemesting op de legakker (hoge oever) heeft plaatsgevonden, dit ook effect had op de fosfaatbeschikbaarheid in de lage oever. De concentraties die in het poriewater van de lage oever werden gemeten, hingen niet sterk samen met de concentraties in de bodem; deze werden waarschijnlijk vooral bepaald door de redoxpotentiaal van de

lage oever tijdens de bemonstering, die bepalend was voor de concentraties van onder andere fosfaat, ammonium en ijzer in het poriewater. In de onderwaterbodem werden de sliblaag (waterig sediment) en het onderliggende, vastere sediment apart bemonsterd. Concentraties van fosfaat, ammonium en de pH hingen samen tussen de sliblaag en het sediment. Opvallend was dat dit voor het calciumgehalte van het sediment niet gold. Er kon ook niet aangetoond worden dat de kwaliteit van de bodem van de oever bepalend was voor de kwaliteit van de sliblaag. Opvallend was vooral dat de concentraties van macro-ionen in de sliblaag en de lage oever en in het poriewater van deze compartimenten geen verband hielden met de concentraties die in het oppervlaktewater werden gevonden, behalve het inerte ion chloride. Omdat vrijgekomen nutriënten in het groeiseizoen snel door planten en algen worden opgenomen, is het niet vreemd dat de concentraties van nutriënten in de waterbodem en in het oppervlaktewater niet met elkaar samen lijken te hangen: de nutriëntenconcentratie in de sliblaag is bepalend voor de flux van nutriënten naar het oppervlaktewater, maar de concentraties in de waterlaag blijven vrij laag door opname. Ook in en onder de drijvende kragges hingen de concentraties nutriënten niet samen met die in het oppervlaktewater. De concentraties Na, Cl, Ca, Mg in en onder de kragge, en in de kragge ook SO_4 en HCO_3 , werden sterk bepaald door de concentraties in het oppervlaktewater. De nutriëntenconcentraties hingen echter niet samen met die in het oppervlaktewater en werden waarschijnlijk in de kragge bepaald door opname en onder de kragge door de redoxpotential (zie 3.1.7). De bovengrondse biomassa van de verlandingsvegetaties was overigens ook niet gecorreleerd met de nutriëntenconcentraties in de waterbodem, de oever en het oppervlaktewater.

3.1.7 Vorming van een voedingsbodem voor verdere successie

Voor de vorming van een kragge zijn voedingsstoffen nodig die de planten uit de oever, de waterbodem of het oppervlaktewater halen. Is er eenmaal een kragge gevormd, dan ontstaat er een eigen milieu met een hogere beschikbaarheid van voedingsstoffen (boxplots Bijlage 7). Afval van organisch materiaal uit de onderkant van de kragge zorgt voor het ontstaan van een sliblaag tussen de onderwaterbodem en de drijvende kragge. Dit materiaal is vaak beter afbreekbaar dan de onderwaterbodem zelf, waardoor er meer nutriënten beschikbaar komen onder de kragge. Door de drijvende kragge heen kan moeilijk zuurstof in het water onder de kragge komen. Door afbraak van slib (al aanwezig of nieuw gevormd), waarbij zuurstof gebruikt wordt, ontstaat er onder de kragge daarom een anaeroob milieu, waardoor fosfaat dat in de onderwaterbodem aan ijzer gebonden was, vrij kan komen. Omdat er geen nitrificatie meer plaatsvindt, zijn de ammoniumconcentraties onder de kragge ook hoog. Planten die onderin de kragge of door de kragge heen wortelen, kunnen profiteren van deze voedingsstoffen en deze door bladval ook beschikbaar maken voor planten die boven in de kragge wortelen. Gemiddeld (mediaan) was er hierdoor onder de bemonsterde kraggen 6x zoveel ammonium, 2x zoveel fosfor en bicarbonaat, 9x zoveel ijzer en 1,5x zoveel kalium en calcium aanwezig dan in het oppervlaktewater. Onder de kragges van de typen met een hoge potentie voor ontwikkeling richting trilveen bleven de nutriëntenconcentraties echter erg laag.

De samenstelling van het poriewater in de kragge zelf, wordt dus bepaald door een wisselwerking tussen de samenstelling van de vegetatie zelf en de omgeving.

Het poriewater in drijvende kragges van de verlandingsvegetaties met een hoge potentie voor successie naar trilveen had een hoge concentratie van Fe en Ca en een hoge Fe/P-verhouding, waardoor de beschikbaarheid van P vrij laag bleef. In het poriewater van Krabbenscheerkragges waren met name de concentraties K, PO_4 en SO_4 hoog. De Krabbenscheerplanten zelf bevatten ook hoge concentraties aan K en S. De concentraties van Fe, Mg en Ca waren echter ook hoger in deze planten dan in de vegetatie van de andere typen kragges. De planten van de Krabbenscheerkragges hadden een zeer lage N/K-verhouding. De N/P-verhouding in alle typen vegetaties was lager dan 14 g/g, waarbij aangenomen kan worden dat de vegetatie op de kragges N-gelimiteerd is. Alleen bij het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren lag deze verhouding in de helft van de gevallen boven 15 g/g en is er op sommige van deze kragges mogelijk sprake van P-limitatie (zie boxplots Bijlage 7).

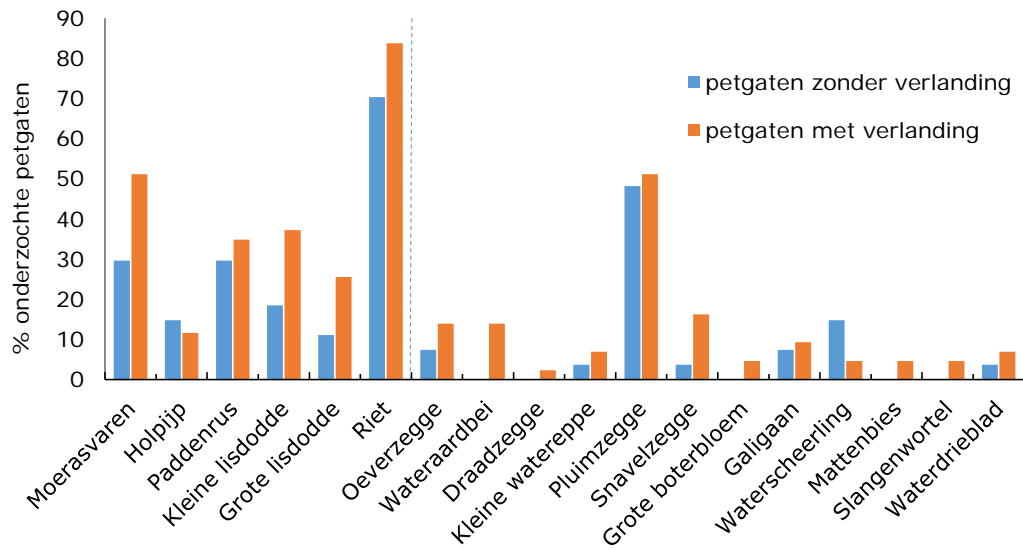
Van trilveenvegetaties is bekend dat ze in het algemeen P-gelimiteerd zijn, en poriewater hebben met hoge basenconcentraties (Cusell *et al.*, 2013; Cusell *et al.*, 2014; Kooijman, 2012). De vraag is echter of voor trilveenvorming de jonge kragge in onder andere nutriëntenlimitatie en productiviteit al moet lijken op een trilveen, of dat deze kragge alleen geschikt hoeft te zijn voor vestiging van Schorpioenmossen en andere slaapmossen en dat deze hun eigen microhabitat beïnvloeden.

3.1.8 Aanwezigheid ecosystem engineers

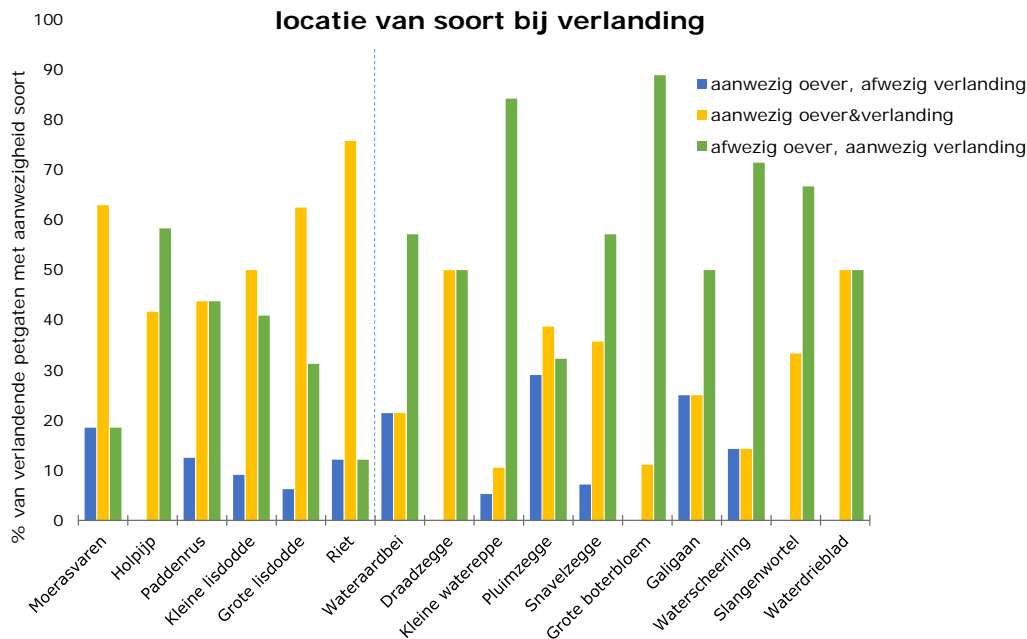
Bij het onderzoek is gekeken welke potentiële '*ecosystem engineers*' zich op de oever bevonden. Op de oevers van de onderzochte petgaten zonder verlanding was vaak Riet, Pluimzegge, Moerasvaren en/of Paddenrus aanwezig (figuur 3.22). Ook Kleine lisdodde kwam op meer dan 10% van deze oevers voor. Soorten met zware zaden, die zich niet via de wind kunnen verspreiden, zoals Waterdrieblad, Slangenwortel, Mattenbies, Waterscheerling, Grote boterbloem, Kleine Watereppe, Wateraardbei en Zeggesoorten kwamen zowel op de oevers van petgaten met als zonder verlanding weinig voor. Een uitzondering hierop was Pluimzegge, die in op ongeveer de helft van de oevers aanwezig was.

Dat er veel petgaten geen verlanding kennen, lijkt dus niet te komen door dispersie van *ecosystem engineers* in het algemeen. Er zijn voldoende soorten op de oevers aanwezig die onder de juiste omstandigheden verlanding in gang zouden kunnen zetten. Als echter naar specifieke *ecosystem engineers* wordt gekeken, zoals Waterdrieblad of Slangenwortel (en hetzelfde geldt voor Krabbenscheer), die voor hun verspreiding afhankelijk zijn van dispersie van zaden of stukken plant via het water of via vogels, is dispersie mogelijk wel een probleem. Het feit dat deze soorten maar weinig op de oevers van petgaten worden aangetroffen, ligt echter niet alleen aan de dispersie. De oevers van legakkers vormen vaak niet het geschikte milieu voor deze soorten (figuur 3.23). Slangenwortel, Waterdrieblad, Holpijp, Wateraardbei, Draadzegge, Kleine Watereppe, Snavelzegge, Grote boterbloem, Galigaan en Waterscheerling komen in petgaten met verlanding in de helft van de gevallen of vaker alleen voor in de verlandingsvegetatie en niet op de aanliggende oever van de legakker. Andersom kwamen, evenals in petgaten zonder verlanding, in petgaten met verlanding ook potentiële *ecosystem engineers* op de oevers voor die geen rol speelden in de verlanding ter plekke. Met name Pluimzegge, Galigaan, Wateraardbei en Moerasvaren kwamen regelmatig voor op de oever, zonder dat zij in de verlandingsvegetatie aanwezig waren.

aanwezigheid ecosystem engineers op oever



Figuur 3.22. Percentage van petgaten met verlanding en percentage van petgaten zonder verlanding waarbij genoemde ecosystem engineers op de oever van het petgat aanwezig waren. Soorten zijn gerangschikt op gewicht van het zaad (bron: LEDA Traitbase (www.leda-traitbase.org); Holpijp: Marmottant et al., 2013; Moerasvaren geen meetwaarden). Van de soorten Moerasvaren, Holpijp, Paddenrus, Kleine Lisdodde, Grote lisdodde en Riet zijn de zaden of sporen zo licht dat aangenomen kan worden dat deze zich (deels) met de wind verspreiden. Percentage of turf ponds with and without terrestrialisation with presence of so called ecosystem engineers on the shores. Species are arranged on seed weight (source: LEDA Traitbase (www.leda-traitbase.org); *Equisetum fluviatile* from Marmottant et al., 2013; *Thelypteris palustris* no data). *Thelypteris palustris*, *Equisetum palustre*, *Juncus subnodulosus*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia* and *Phragmites australis* have seeds light enough to be carried by wind.



Figuur 3.23. Percentage van de verlandende petgaten waarin een soort alleen op de oever, op de oever en in de verlandingsvegetatie of alleen in de verlandingsvegetatie aanwezig was. Soorten zijn gerangschikt op gewicht van het zaad (bron: LEDA Traitbase (www.leda-traitbase.org); Holpijp: Marmottant et al., 2013; Moerasvaren geen meetwaarden). Percentage of terrestrialising turf ponds with certain ecosystem engineers only present at the shore, at the shore as well as in the terrestrialising vegetation, or in the terrestrialising vegetation only. Species are arranged on seed weight (source: LEDA Traitbase (www.leda-traitbase.org); *Equisetum fluviatile* from Marmottant et al., 2013; *Thelypteris palustris* no data).

3.1.9 Conclusies

Verlanding

Uit het onderzoek komt een aantal mogelijke abiotische factoren naar voren die kan bepalen of er verlanding op kan treden. Hoewel het er in dit onderzoek op lijkt dat het aantal petgaten waarin er geen verlanding optreedt door abiotische omstandigheden (voornamelijk te hoge fosforconcentraties) klein is, geldt dit niet voor het grotere geheel. In Bijlage 6 zijn oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens voor een grote selectie aan petgaten in de Oostelijke Vechtplassen (Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnepolder Tienhoven, Molenpolder, Tienhovense Plassen, Stichts en Hollands Ankeveen en Het Hol) (paragraaf 2.5) uitgezet tegen oppervlaktewaterkwaliteitsgegevens van dit onderzoek. Hieruit blijkt dat in een deel van de Oostelijke Vechtplassen de trofiegraad in de petgaten nog steeds te hoog is voor verlanding (met name in Stichts Ankeveen en enkele petgaten in de Westbroekse Zodden/Oostelijke Binnepolder Tienhoven). Daarnaast is er een aantal geïsoleerde petgaten in Hollands Ankeveen, Stichts Ankeveen en een enkele in Het Hol die alleen door regenwater gevoed worden en slechts zwak gebufferd zijn. Ook voor deze petgaten geldt dat het de vraag is of er verlanding op kan treden. Als op vergelijkbare schaal ook gegevens over de waterbodempkwaliteit, oeverkwaliteit en nutriëntenbelasting beschikbaar zouden zijn, kan pas geconcludeerd worden of deze factoren ook daadwerkelijk effect hebben op het uitblijven van verlanding op landschapsschaal.

Dit onderzoek laat zien dat er op de oevers van petgaten zonder verlanding nagenoeg altijd soorten aanwezig zijn die verlanding in gang zouden kunnen zetten. Dispersie is dus geen beperkende factor voor het optreden van verlanding. Het zou echter wel een beperkende factor kunnen zijn voor specifieke typen verlandingsvegetaties. Voor

soorten die zeldzaam zijn geworden en geen windverspreiding kennen, zoals Waterdrieblad, Krabbenscheer en Slangenwortel kan dispersie namelijk wel een probleem vormen. Dit is echter geen verklaring voor het (deels) uitblijven van verlanding in nieuw gegraven petgaten in de jaren '90 in de afgelopen eeuw, toen de waterkwaliteit al verbeterde (paragraaf 2.5). Toen waren er immers in veel van de gebieden in de Oostelijke Vechtplassen nog steeds Krabbenscheervelden aanwezig.

In hoofdstuk 4 worden de effecten van graas (watervogels, muskusratten, Amerikaanse rivierkreeft) onderzocht. Hieruit blijkt dat het negatieve effect van graas op het ontstaan van jonge verlandingsvegetaties in de Oostelijke Vechtplassen, waar de experimenten met maatregelen zijn uitgevoerd, erg groot is.

Successie naar trilveen

De abiotiek heeft een grote invloed op het *type* verlandingvegetatie dat optreedt. De typen jonge verlanding waarvan wordt aangenomen dat ze indicatief zijn voor een hoge potentie voor latere successie naar trilveen (type van Paddenrus en Waterdrieblad, type van Snavelzegge, type van Holpijp en type van Riet en Holpijp; paragraaf 1.3) komen voor bij lage nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater, lage nutriëntenconcentraties in de het poriewater van de onderwaterbodem (voor fosfor deels gestuurd door een hoge Fe/P-verhouding in de bodem) en hoge calcium- en ijzerconcentraties. Als er eenmaal een drijvende kragge is ontstaan op deze plekken, blijven de nutriëntenconcentraties in deze kragge laag. Deze omstandigheden zijn te vinden in het deel van de Oostelijke Vechtplassen waar nog kwel optreedt. Beoordeeld op grond van de oppervlaktewaterkwaliteit van een grote selectie van petgaten van de Oostelijke Vechtplassen (Bijlage 6), liggen er potenties om deze typen te ontwikkelen in een (klein) deel van de Westbroekse Zodden, de Oostelijke Binnenpolder Tienhoven en Hollands Ankeveen. In de overige gebieden is de waterkwaliteit hier niet geschikt voor. Opmerkelijk is dat dit ook geldt voor Het Hol, waar deze typen vroeger veelvuldig voorkwamen (paragraaf 2.2). Nu is het water te arm aan calcium en bicarbonaat (Bijlage 6).

Of er daadwerkelijk trilveen tot ontwikkeling kan komen uit deze typen, is onder andere afhankelijk van het maaibeheer. Daarnaast is het niet duidelijk hoe de huidige stikstofdepositie de ontwikkeling van trilvenen belemmerd. Cusell *et al.* (2013) schatten dat de calciumconcentratie in het oppervlaktewater van petgaten waar trilvenen groeien minimaal circa 50 mg/l (1250 µmol/l) moet zijn om de effecten van verzuring door de huidige atmosferische stikstofdepositie tegen te gaan. Deze concentratie blijkt echter in meer dan de helft van de petgaten waarin jonge verlandingsvegetaties voorkomen met een hoge potentie voor successie naar trilveen, lager te zijn.

De vraag blijft wanneer ook andere typen verlanding over kunnen gaan naar trilveen en onder welke omstandigheden. De typen van Snavelzegge, Holpijp en Riet en Holpijp zijn beperkt tot ondiepe petgaten waarin tot het zand verveend is. Omdat in gebieden met een dikker veenpakket zoals de Molenpolder en het centrale deel van de Wieden en Weerribben ook goed ontwikkelde trilvenen voorkomen of voorkwamen, zullen deze niet uit deze typen ontstaan zijn. De meest voor de hand liggende voorlopers op deze plekken zijn het type van Paddenrus en Waterdrieblad op voedselarme, maar wel gebufferde plekken (vaak wel gevoed door grondwater) en het type van Krabbenscheer op voedselrijkere plekken, met water dat rijk is aan kalium en eveneens gebufferd (vaak gevoed door oppervlaktewater) en daaropvolgend het type van Kleine lisdodde en moerasvaren. De paleo-ecologische reconstructie (paragraaf 2.1) laat zien dat trilveenvorming ook mogelijk is in een systeem dat eerst door Krabbenscheer gedomineerd is. Krabbenscheerverlandingen hoeven niet te voedselrijk te zijn voor trilveen vorming: uit het onderzoek dat in de Wieden en Weerribben (paragraaf 3.2) is uitgevoerd blijkt dat er binnen een Krabbenscheerveld een sterke EGV-, en dus waarschijnlijk ook nutriënten-gradiënt kan zijn vanaf de boezemzijde naar het uiteinde van het petgat en dat zich op de Krabbenscheermatten soorten als Ronde zegge en Paddenrus -soorten die geassocieerd zijn met trilveen- kunnen vestigen. Ook is bekend dat Rood schorpioenmos goed kan groeien op Krabbenscheerkraggen waar hij is uitgezet (Cusell *et al.*, 2013). Met de sterke achteruitgang van Krabbenscheer in de afgelopen 15 jaar in de Oostelijke Vechtplassen lijkt dus eveneens een potentieel areaal voor trilveenvorming verdwenen te zijn. De oorzaak voor het verdwijnen van Krabbenscheer is echter nog steeds niet

opgehelderd. Factoren die een rol lijken te spelen zijn een te hoge (toxische) NH_4 -concentratie in het poriewater van het slib (Lamers *et al.*, 2010), vraat door watervogels (paragraaf 4.3), vraat door Amerikaanse rivierkreeft (paragraaf 4.3) en verlaging van de kaliumbeschikbaarheid door verminderde inlaat van oppervlaktewater (paragraaf 2.5), schimmelinfecties en een te lage CO_2 -beschikbaarheid in het water. Het ophelderen van de oorzaak voor het verdwijnen van Krabbenscheer in de Oostelijke Vechtplassen heeft dus een hoge urgentie.

Relevantie voor het beheer

Uit dit vergelijkend veldonderzoek blijkt dat er in de aanleg van petgaten rekening gehouden kan worden met de standplaatsvereisten van verschillende typen. Als het doel is om nieuwe plekken te creëren waar hoge kansen liggen voor het ontstaan van trilveen, kunnen nieuwe petgaten het best gegraven of opnieuw uitgegraven worden op plaatsen waar er nog sprake is van kweldruk. Meestal zijn dit locaties die eveneens een dun veenpakket hebben. Hier kunnen het best ondiepe, maar wel tot op het zand verveende petgaten worden aangelegd met flauwe oevers (figuur 3.24). Hier hebben soorten als Snavelzegge, Holpijp, Grote boterbloem, Paddenrus en Draadzegge de mogelijkheid om zich vanuit de randen van het petgat wortelend over de bodem naar het centrum uit te breiden.

Ook in het waterbeheer kan rekening gehouden worden met de vereisten voor gewenste typen voor jonge verlanding. Op plekken waar nog sprake is van kweldruk zou het peil niet verder opgezet moeten worden. Zowel de kweldruk als het areaal waarover er mogelijk kwel optreedt, nemen dan in het algemeen af. Dit zal regelmatig een dilemma vormen, omdat al aanwezige natuurwaarden gebaat kunnen zijn bij een hogere waterstand.

In gebieden zonder kwel en met diepere petgaten, zoals de Wieden en Weerribben, zal de verlanding naar trilveen verlopen via Krabbenscheerverlanding, met daaropvolgend vaak het type van Kleine lisdodde en Moerasvaren of via het type van Paddenrus en Waterdriëblad. Voor deze gebieden is aanvoer van oppervlaktewater noodzakelijk om de buffercapaciteit en concentraties aan Ca, Mg en K op peil te houden. Dit is onder andere voor het type van Krabbenscheer belangrijk. Ook hier kan een dilemma ontstaan, omdat het oppervlaktewater dat voor inlaat gebruikt kan worden, vaak te rijk is aan fosfaat, nitraat, ammonium en sulfaat. Dit leidt dan tot een te hoge trofiegraad, waardoor algenbloei optreedt en ook geen verlanding plaatsvindt, of waardoor later in de successie karakteristieke trilveensoorten worden weggeconcentreerd. De keuze voor een sterkere isolatie van wegzijgingsgebieden door het invoeren van een flexibel peilbeheer, kan echter leiden tot een grotere invloed van regenwater op de oppervlaktewatersamenstelling in petgaten, waardoor verlanding met bijvoorbeeld Krabbenscheer niet kan plaatsvinden. Een oplossing hiervoor zou het aanvoeren van elders opgekweld grondwater naar petgaten met wegzijging kunnen zijn. Hiermee kunnen calcium en bicarbonaat worden aangevoerd. De waterkwaliteit waaraan verlandingsvegetaties dan worden blootgesteld is echter nadrukkelijk anders dan op kwelplekken, waar in het wortelmilieu sprake is van een anaerobe en ijzerrijke kwelstroom met constante aanvoer van calcium tot in de wortelzone. Ook kan dit water arm zijn aan kalium (in het grondwater aan de flanken van de Utrechtse Heuvelrug is de kaliumconcentratie laag) en soms ook aan N en P. Door menging met ongebufferd water kan eveneens de koolstofbeschikbaarheid voor ondergedoken waterplanten te laag worden. Voor petgaten die een mengsel zouden ontvangen van elders opgekweld grondwater en regenwater bestaat dan het risico dat ze noch geschikt zijn voor de kwelgebonden verlandingsstypen, noch voor Krabbenscheerverlanding.



Figuur 3.24. In De Mieden zijn op een plek met sterke kwelinvloed kleine, ondiepe petgaten uitgegraven, waardoor zich over een zeer groot oppervlak een vegetatie van Holpijp heeft kunnen vestigen. In De Mieden, new shallow turf ponds have been dug in an area with high groundwater discharge, resulting in the establishment of a vast vegetation of Equisetum fluviatile.

3.2 Vegetatie-onderzoek Wieden-Weerribben

3.2.1 Inleiding

Na het opstellen van het Natura 2000 beheerplan Wieden & Weerribben zijn door de beheerders van deze gebieden, gelegen in Noordwest Overijssel, een aantal kennislacunes geformuleerd. Kennis betrekking hebbende op deze lacunes is nodig om het beheer te kunnen optimaliseren. Vanaf 2008 is door middel van proefondervindelijk beheer en het verzamelen van gegevens betrekking hebbende op vegetatieontwikkeling en abiotische kenmerken, geprobeerd deze lacunes op te vullen (Kooijman *et al.*, 2008, Cusell *et al.*, 2013; Van Leeuwen, 2013).

Volgend op de onderzoeken van Cusell *et al.* en Van Leeuwen is in 2013 is een driejarig onderzoek naar veranderingen in verlandingsvegetaties in De Wieden en Weerribben gestart om de kennis over vegetatieontwikkeling in de eerste stadia van verlanding uit te breiden. Het onderzoek bestaat uit drie delen:

Deelonderzoek A

Onderzoek A bestaat uit een herhaling van vegetatieopnamen en biogeochemische metingen, gemaakt in 2009 en 2010 in het kader van onderzoek naar de kennislacunes in De Wieden & De Weerribben (Cusell *et al.*, 2013), in 2015. Helaas konden in verband met budgettaire redenen in 2015 in zeer beperkte mate biogeochemische metingen verricht worden; ze zullen in dit rapport slechts terloops worden genoemd.

Deelonderzoek B

Dit deel bestaat uit het volgen van veranderingen in vegetatie en biogeochemie in een viertal petgaten in 2013 tot 2015. Ook hier zijn de biogeochemische metingen voor een deel vervallen. Ze zullen pas in een later stadium worden geanalyseerd.

Deelonderzoek C

In aanvulling op de bovenstaande onderzoeken is in een viertal petgatencomplexen met verlandingsvegetaties in 2015 nader onderzoek verricht naar de gradient van de aanvoersloot naar de meer geïsoleerde delen van het petgat. Hierbij zijn aanvullende vegetatieopnamen gemaakt en ter plaatse EGV- en pH-metingen verricht.

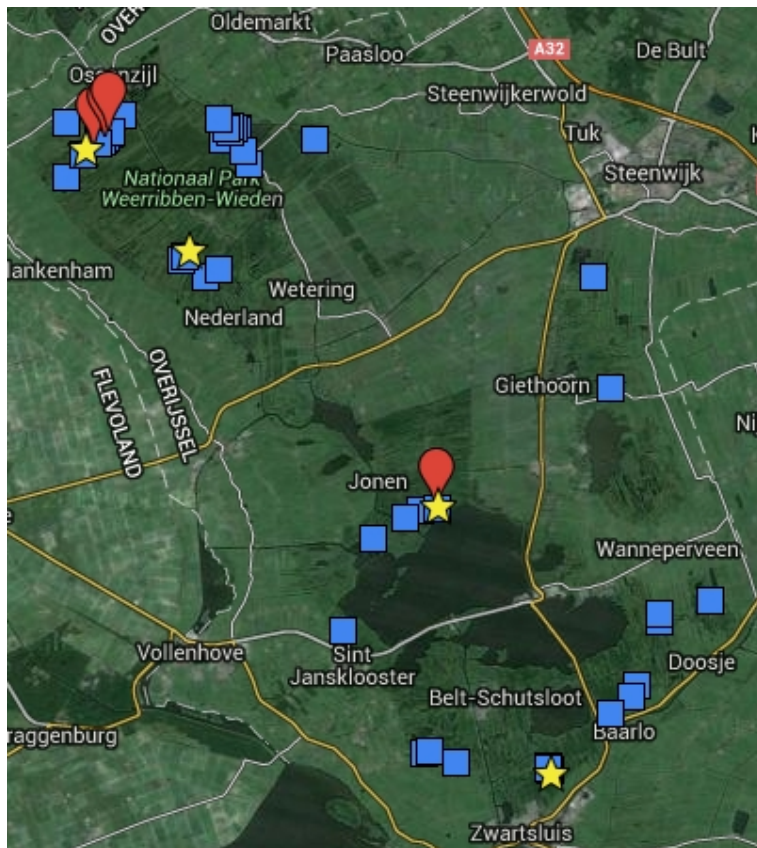
De onderzoekslocaties B en C zijn zo gekozen dat ze elkaar deels overlappen en aansluiten bij opnamereeksen uit onderzoek A. Daardoor is een grote dichtheid van waarnemingen geconcentreerd op een beperkt aantal plaatsen ontstaan. Deze rapportage omvat een samenvatting van de resultaten uit de drie deelonderzoeken, beschreven in het rapport Vegetatieonderzoek in vroege verlandingsstadia in Noordwest Overijssel (Van Leeuwen, in prep.). De uitgebreide informatie over methodiek en resultaten wordt in genoemd rapport weergegeven.

3.2.2 Doelen en onderzoeksoepzet

De doelen zijn als volgt geformuleerd:

- Meer inzicht krijgen in kleinschalige veranderingen in vegetatiepatronen en successietrajecten optredende in goed verlandende petgaten. Het gaat hier om de plantengemeenschappen Krabbenscheer-associatie (*Stratiotetum*), associatie van Slangewortel en Waterscheerling (*Cicuto-Calletum*), associatie van Waterscheerling en Hoge Cyperzegge (*Cicuto-Caricetum pseudocyper*), Pluimzegge-associatie (*Caricetum paniculatae*) Riet-associatie (*Typho-Phragmitetum*) en/of associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge (*Scorpidio-Caricetum diandrae*).
- Het koppelen van de vegetatietypen aan de chemische samenstelling van het oppervlaktewater en de onderwaterbodem.
- Bepalen of er in goed verlandende petgaten een nutriëntengradiënt ontstaat van het inlaatpunt naar de meer geïsoleerde delen van het petgat en deze koppelen aan vegetatietypen, waargenomen wijzigingen in de vegetatietypen en de voortgang in de successie.

Om resultaten te verkrijgen die licht werpen op de omstandigheden waarin verlanding (al dan niet) plaatsvindt is het onderzoek als volgt opgezet.



Figuur 3.25. Ligging van de onderzoeksplaatsen in De Weerribben en De Wieden: deelonderzoek A - blauw, B - rood en C - geel (bron luchtfoto: GoogleMaps). Location of research areas in De Weerribben and De Wieden: research A - blue, B - red and C - yellow.

Deelonderzoek A

Om te bepalen welke geochemische randvoorwaarden van belang zijn voor de ontwikkeling van kranswier- en trilveenvegetaties in petgaten zijn ten behoeve van het onderzoek Natura 2000 kennislacunes in de Wieden & De Weerribben (Cusell *et al.*, 2013) in 2009 en 2010 totaal 53 locaties in jonge verlandingsstadia geselecteerd voor het aanleggen van permanente quadraten en verzameling van fysisch-chemische gegevens betreffend van bodem, water en plantendelen. Deze zijn 3 tot 4 jaar gevolgd.

In 2015 is het grootste deel van deze locaties (figuur 3.25) opnieuw bezocht, waarbij, indien mogelijk, opnieuw vegetatieopnamen zijn gemaakt. Na verwerken van gegevens is een verschillenanalyse gemaakt van de situatie in 2010 en 2015.

Deelonderzoek B

Gebruik makend van opgedane veldkennis en in overleg met de beheerders zijn in het laagveengebied Wieden - Weerribben tijdens veldbezoeken een viertal onderzoeklocaties gekozen (figuur 3.25). De locaties zijn gekozen op basis van de aanwezigheid van gradiëntrijke begroeiingen waarin vegetatietypen behorende tot de in de doelen genoemde vegetatiekundige eenheden voorkomen. Bij de keuze van de locaties is rekening gehouden met de ligging van de opnamereeksen uit onderzoek A. In delen van de vier petgaten is de vegetatie in de periode 2013 tot 2015 nauwkeurig gevolgd. De locaties zijn:

- Weerribben - petgat 'vak 60 noord' (WE 1)
- Wieden - petgat 'Bollematen oost' (WI 2)
- Weerribben - petgat 'vak 60 zuid' (WE 3)
- Weerribben - petgat 'Naar de Draaien' (WE 4)

In de petgaten zijn drie sets gegevens verzameld. Er zijn:

- vegetatietypen kaarten schaal 1:2500 in 2013 gemaakt,
- plantensoortkarteringen in een dwars op het petgat gesitueerd transect (schaal 1:100) in 2013 en 2015 gemaakt,
- vegetatieopnamen in gemarkeerde proefvlakken gelegen in het transect in 2013, 2014 en 2015 gemaakt.

Na afronding van het veldwerk en verwerking van verzamelde data is een verschillenanalyse gemaakt van de situatie in 2013 en 2015.

Deelonderzoek C

In 2015 zijn vier petgatencomplexen geselecteerd waarin Krabbenscheervegetaties een prominente rol in de verlanding spelen (figuur 3.25). Dit zijn petgaten waarin Krabbenscheervelden voorkomen en successie naar drijftil- en kraggevormende gemeenschappen plaatsvindt, te weten Waterscheerlingverbond (*Cicution*) en Rietverbond (*Phragmition*). Bij de selectie van de locaties is rekening gehouden met de aanwezigheid van meetlocaties uit de onderzoeksdelen B en C, zodat er een relatief grote dichtheid van metingen is ontstaan. Ruimtelijk zijn de onderzoekslocaties over de Wieden (petgatencomplex 'Stobbekolkje' en petgat 'Bollematen Oost') en Weerribben (petgaten complex 'Wiertoom' en petgat 'Naar de Draaien') verdeeld.

Om te onderzoeken of de aanwezige vegetatietypen te koppelen zijn aan pH- en EGV-waarden en of er een gradient is van de aanvoersloot waar het oppervlaktewater het petgat inkomt naar de meer geïsoleerde delen, zijn vegetatie-, pH- en EGV-gegevens in raaien opgenomen. De raaien zijn in de lengterichting van de petgaten gesitueerd. De gegevens zijn onderling vergeleken en geanalyseerd.

Combinatie van gegevens

De gegevens verzameld in bovengenoemde deelonderzoeken vormen een dataset (2009 - 2015) die gezamenlijk zijn bewerkt. De resultaten uit de drie analyses zijn samengevoegd om een beeld van de voorkomende vegetatietypen en abiotische omstandigheden te verkrijgen. Daarnaast zijn de resultaten gebruikt om veranderingen in vegetatie en abiotiek in relatie met successietrajecten weer te geven.

3.2.3 Methodiek

De verzameling van gegevens over de vegetatie heeft op verschillende manieren en tijdstippen plaats gevonden (tabel 3.3).

Tabel 3.3. Overzicht van tijdstip gegevensverzameling vegetatie in de deelonderzoeken. *Overview moment of data collection vegetation in the various visitations.*

	A	B	C
vegetatiekaart		2013	
soortkartering		2013 en 2015	
opnamevlakken	2009/2010-2012 en 2015	2013, 2014, 2015	2013

Bij het benoemen van de vegetatie is gebruik gemaakt van de vegetatietypologie (bijlage 8) opgesteld ten behoeve van het onderzoek Vegetatie-onderzoek in relatie met het onderzoek Kennislacunes in de Wieden & en Weerribben - Veranderingen 2009 – 2012 (Van Leeuwen, 2013). De in het kader van dat onderzoek gemaakte opnamen hebben geresulteerd in een typologie die waar nodig is uitgebreid. De vegetatieopnamen, gemaakt in de periode 2009-2015 zijn gebruikt als staving van de vegetatietypologie.

Ligging en beheer

De ligging van de opnamelocaties is weergegeven op de overzichtkaart (figuur 3.25). Verspreid over de Weerribben en Wieden zijn locaties in open water en verlandende petgaten geselecteerd waarbij het voorkomende vegetatietype leidraad was. In principe betreffen het ongemaaide vegetaties; een enkele locatie is tijdens het onderzoek in maaibeheer genomen. De ouderdom van de petgaten waarin de pq's zijn gelegd, is divers. De oudste zijn voor de dertiger jaren van de 20e eeuw gegraven, de jongste in 2009. De diepte van de petgaten varieert van ca. 0,60 tot 2,50 m. In het algemeen is een laag sapropelium met een dikte van 70 tot 110 cm dikte aanwezig. In een deel van de petgaten is na verlanding, vanaf ca. 1970 de kragge afgegraven. Dit gebeurde ten behoeve van het zgn. cyclisch beheer, waarbij van Moerasbos open water wordt gemaakt om successie in het laagveengebied opnieuw plaats te laten vinden. Vrijkomend bagger- en kraggemateriaal is niet altijd afgevoerd, maar op aangrenzende ribben in depot gezet. Afhankelijk van de methode van maken van open water is weinig (cutterzuiger) tot veel (dragline) sapropelium in de petgaten achter gebleven.

De leeftijd, diepte en dikte van sapropliumlaag van petgaten / ter plaatse van onderzoekslocaties zijn in de kopgegevens van de opnametabellen (Bijlagen 18 t/m 20) opgenomen.

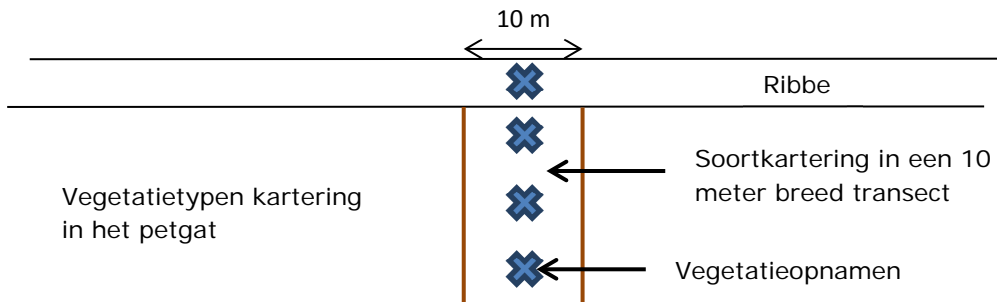
Deelonderzoek A

Van de 53 locaties voor het eerst opgenomen in 2009/2010, zijn in 2015 in 50 proefvlakken gegevens verzameld. Hierbij konden op 40 locaties daadwerkelijk opnamen (schaal van Braun Blanquet - Barkman, Doing en Segal) gemaakt worden. Voor de overige plekken, waarvan de markeringen waren verdwenen, zijn ten behoeve van de analyse beschrijvingen gemaakt.

Deelonderzoek B

Voor de beschrijving van de vegetatie in de petgaten is met behulp van luchtfoto's een vegetatietypenkaart gemaakt.

Bij de soortkartering en vegetatieopnamen zijn gestandaardiseerde methoden gebruikt (Tansley, SBB aantalscode resp. schaal van Braun Blanquet - Barkman, Doing en Segal).



Figuur 3.26. De verschillende wijzen van monitoring in een petgat uit deelonderzoek B: Vegetatietypen-, indicatorsoortenkartering en vegetatieopnamen. The different modes of monitoring in a turf pond from research area B: vegetation types -, indicator species mapping and releves.

Het petgat Vak 60 noord maakte van 1989 tot 1998 deel uit van een proef met bevloeiing met grondwater (Van Wirdum & Joosten, 1997; Piek, 1999); daartoe is het geïsoleerd van de boezem. De petgaten Vak 60 noord en zuid maakten tussen 2008 en 2011 deel uit van een proef met dynamisch waterpeilbeheer, waarbij beide petgaten nu hydrologisch zijn geïsoleerd (Cusell *et al.*, 2013); de isolatie duurt nog steeds voort.

Deelonderzoek C

De opnamen zijn met behulp van de schaal van Braun Blanquet – aangepast volgens Barkman, Doing en Segal gemaakt. De EGV- en pH metingen zijn met behulp van een HQ40D Multi van de firma Hach verricht.

In vier petgatcomplexen (figuur 3.26) met Krabbenscheervelden zijn in 2015 vegetatieopnamen gemaakt en EGV- en pH-metingen verricht. De petgaten zijn in de lengterichting met behulp van een polyester bootje en vaarboom doorkruist waarbij om de ca. 40 meter een vegetatieopname is gemaakt. Bij de opnamen is de diepte van het petgat vastgesteld. EGV- en pH waarden zijn per opname op 5 en 50 cm beneden de waterspiegel gemeten. Op een aantal plekken met op korte afstand afwijkende vegetatie zijn extra opnamen gemaakt en bijbehorende metingen verricht.

De petgaten Stobbekolkje, Bollematen Oost en Wiertoom zijn hydrologisch aan een zijde ontsloten. Alleen het petgat Naar de Draaien heeft aan beide zijden een inlaatpunt. In de complexen Stobbekolkje, Wiertoom en Naar de Draaien zijn de aanwezige kraggen in 1984, 1980 resp. 1970 opnieuw uitgegraven om verlanding opnieuw plaats te laten vinden. Het grootste deel van de sapropeliumlaag is daarbij niet verwijderd. In het complex Stobbekolkje ligt de vaste bodem doorgaans tussen 140 en 190 cm onder de waterspiegel, met enkele uitzonderingen waar de diepte niet verder komt dan ongeveer 100 cm. De dikte van de sapropeliumlaag in de complexen is meestal 70 tot 90 cm, maar in het petgat Naar de Draaien komt een 80 tot 110 cm dikke laag voor.

3.2.4 Resultaten

Deelonderzoek A

Beschrijving vegetatiegroepen

Van de originele opnameset in 2009/2010 konden in 2015 in 50 proefvlakken voor analyse bruikbare gegevens verzameld worden. De genoemde vegetatietypen worden weergegeven in bijlage 8, de vegetatieopnamentabellen zijn opgenomen in Bijlage 18. Op basis van overeenkomsten tussen de vegetatietypen en de ontwikkelingen daarin, zijn drie groepen gevormd.

Pioniervegetaties (groep 1)

In deze groep zijn de typen open water zonder begroeiing (O), FLAB en Kroos (L1, Rompgemeenschap Eendenkroosklasse, *RG - [Lemnetea minoris]*), Kranswiertypen (K1, K2, K3, Verbond van Stekelharig Kransblad, *Charion fragilis*), het Smalle Waterpest type (P3, Rompgemeenschap van Tenger fonteinkruid en Smalle waterpest, *RG Potamogeton pulsillus en Elodea nuttallii [Parvopotaminon]*) en het Zannichelliatype (P4, *RG - [Parvopotaminon]*) opgenomen.

De groep bevat typen die in pioniersituaties voorkomen. Het betreffen begroeiingen in recent gegraven petgaten en oudere petgaten waar door snelle wisseling van omstandigheden pioniervegetatie kunnen ontstaan.

Vegetatietypen in deze groep zijn gevonden op plekken waar voedselverrijking (fosfaat, stikstof) (Den Held, 1985; Weeda *et al.*, 2000) is opgetreden door nalevering voedingstoffen als gevolg van graven/interne eutrofiëring, verrijking als gevolg van naburig intensief agrarisch gebruik; de oorzaak is echter niet altijd aanwijsbaar. Uitzonderingen betreffen de vormen van het Kranswiertype met Klein glanswier (*Nitella hyalina*) en het type met Stekelharig kransblad (*Chara hispida*). De associatie van Sterkranswier (*Nitellopsidetum obtusae*) resp. associatie van Stekelharig kransblad (*Charetum hispidae*) waartoe ze behoren komen, voor in fosfaatarme omstandigheden (Weeda *et al.*, 2000).

Waterlelie- en Fonteinkruidenvegetaties (groep 2)

De groep omvat de typen met Waterlelie en Gele plomp, drijvende vorm (N1), en de vorm met Waterviolier (*Hottonia palustris*, N2), de vorm met Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*, P2), in de, het Gewoon Blaasjeskruidtype (U1), in de associatie van Groot blaasjeskruid (*Utricularietum vulgaris*) en Stomp fonteinkruidtype (P1) in de associatie van Stomp fonteinkruid (*Potametum obtusifolii*).

De eerste twee typen behoren tot de associatie van Witte Waterlelie en Gele Plomp die in voedselrijke en carbonaatrijkere omstandigheden in wateren met een dikke sapropelium laag voorkomen (Van den Berg & De Smidt, 1985; Van Katwijk & Roelofs, 1988; De Lange, 1972). Zo ook de associatie van Groot blaasjeskruid dat in Noordwest Overijssel vooral een mozaiek met de associatie van Stomp fonteinkruid en de associatie van Gele plomp en Waterlelie vormt.

De associatie van Stomp fonteinkruid en een deel van de associatie van Witte waterlelie en Gele plomp (Gele Plomp en Waterlelie type, vorm met Waterviolier) komen aan de relatief calcium- en carbonaatarme kant van het spectrum voor (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Meriaux & Géhu, 1978). De associatie van Stomp fonteinkruid heeft in Noordwest Overijssel sterk geleden onder het inlaten van vervuild water, afkomstig uit het Rijnsysteem. De rompgemeenschap van Aarvederkruid (*RG Myriophyllum spicatum-[Potametea]*) komt in voedselrijke omstandigheden voor in hard, relatief carbonaatrijk water voor (Katwijk & Roelofs, 1988).

Vegetaties behorende tot het associatie van Witte waterlelie en Gele plomp waarin zowel Stomp Fonteinkruid als Waterviolier voorkomen zijn in De Weerribben de laatste jaren toegenomen (eigen waarneming Rob van Leeuwen) en worden in het buitenland wel beschouwd als mesotrafente variant van de gemeenschap (Weber-Oldekop, 1969; Pott, 1992).

Krabbenscheer- en Verlandingsvegetaties (groep 3)

Deze groep bevat het Krabbenscheer type, typische vorm (S1), vorm met Gewoon Blaasjeskruid (S2), vorm met Klein Blaasjeskruid (S3), vorm met Moerasvaren (S4) en vorm met Slangenwortel (S6) (allen Krabbenscheer-associatie), en de drijfjiltypen Waterscheerling- (D1, Associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge) en Moerasvarentype (D2 Riet-associatie, Moerasvarenrijke subass., *Typho-Phragmitetum subass. thelypteridetosum*) en Pluimzegge- (C1, Pluimzegge-associatie).

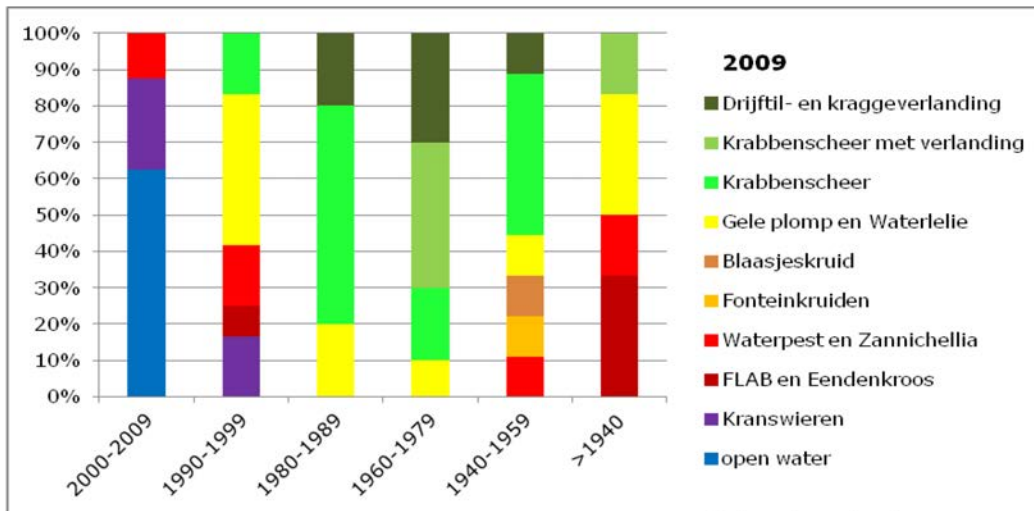
In deze groep zijn de typen geplaatst waarin de stap naar verlanding wordt gezet.

Krabbenscheervelden vormen aaneengesloten drijvende begroeiingen die weinig ruimte voor ondergedoken soorten biedt. De Krabbenscheerrozetten drijven in het water, op de bodem van de petgaten is een dikke laag sapropelium aanwezig; de wortels hangen vrij in het water en raken het sapropelium, maar kennen echter nauwelijks ankerfunctie. Vanuit de oever of beginnend in het Krabbenscheerveld kan verlanding plaatsvinden.

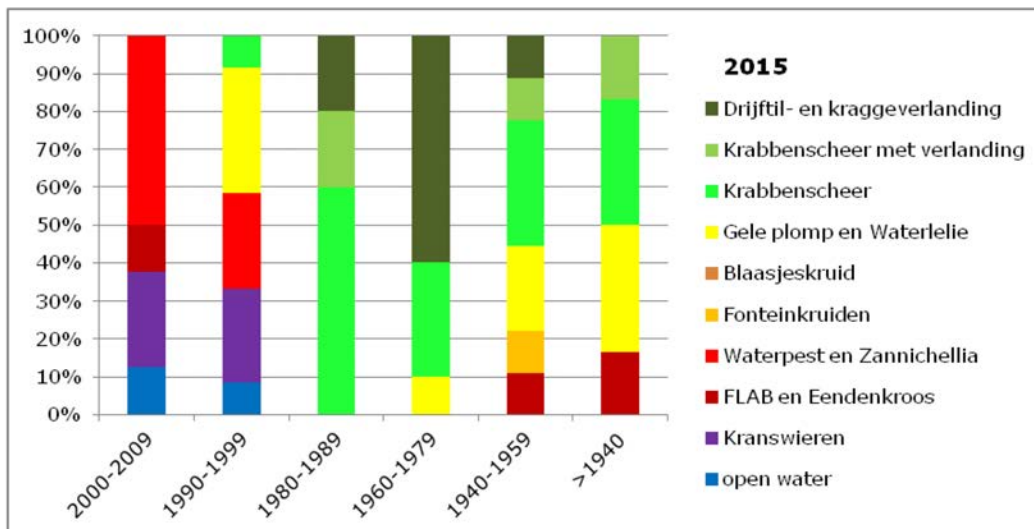
De Krabbenscheerassociatie komt in eutrofe omstandigheden voor met een vrij laag fosfaatgehalte (Segal & Groenhart, 1967; Westhoff *et al.*, 1971; De Lange 1972, Den Held, 1985, Van den Berg & De Smidt, 1985, Van Wirdum, 1991). Mogelijk beïnvloed Krabbenscheer het milieu in zijn eigen omgeving sterk door de opname van voedingsstoffen door zelf; zoals de opname van veel kalium (Roelofs, 1991; Smolders *et al.* 1996). De soort lijkt vooral gevoelig voor een verhoogd ammonium- en/of sulfidegehalte in zijn groeiomgeving (Smolders *et al.*, 1995; Roelofs & Cals, 1989).

De associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge, typische subassociatie, waartoe het Waterscheerling type behoort, komt voor in luwe wateren in een eutroof milieu. De gemeenschap floreert op plaatsen met opeenhoping van afgestorven plantenmateriaal (Schamineé *et al.*, 1995). De gemeenschap kan zich op bijeengedreven plantenresten op luwe plekken in open water ontwikkelen en op afgestorven planten in Krabbenscheervelden.

Moerasvarenrietland (Riet-associatie - Moerasvarenrijke subassociatie) komt volgens literatuur voor in relatief gesloten rietvegetaties op drijfjiltillen en aan oevers van petgaten, met name daar waar sprake is van enige voedselverrijking (Schamineé *et al.*, 1995). De opnamereeksen betreffen ongemaaide verlandingsvegetaties die voor een deel met enige moeite begaanbaar zijn. Moerasvaren, en in mindere mate Kleine lisdodde, vormen hier met de wortels een kragge. In tegenstelling tot de beschrijvingen van de gemeenschap, komt Riet slechts in lage bedekking voor of ontbreekt. In vergelijking met andere typen komt in het Moerasvaren - Kleine lisdodde type een hoog percentage afgestorven, onverteerd blad voor; deze kan oplopen tot boven de 50%. In vegetatiekundige zin kan het type opgevat worden als een fragmentaire vorm van de Rietassociatie.



Figuur 3.27. Vegetatietypen in 2009 in petgaten van verschillende ouderdom: 2000-2009 (n = 8), 1990-1999 (n = 12), 1980-1989 (n = 5), 1960-1979 (n = 10), 1940-1959 (n=9) en ouder dan 1940 (n = 6). *Vegetationtypes in 2009 in petgaten in various age categories.*



Figuur 3.28. Vegetatietypen in 2015 in petgaten van verschillende ouderdom: 2000-2009 (n = 8), 1990-1999 (n = 12), 1980-1989 (n = 5), 1960-1979 (n = 10), 1940-1959 (n=9) en ouder dan 1940 (n = 6). *Vegetationtypes in 2015 in petgaten in various age categories.*

De Pluimzegge-associatie waarbinnen het Pluimzeggetype valt, ontstaat op drijftillen uit de associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge of rechtstreeks op drijvend organisch materiaal (Weeda *et al.*, 2000). Als verlandingsvegetatie komt het voor in tamelijk eutroof, vrij ondiep water (Schaminee *et al.*, 1995).

Spreiding van de vegetatietypen in ouderdomsklassen van de petgaten

De spreiding van de in de vegetatieopnamen gevonden vegetatietypen in relatie tot de ouderdom van de petgaten tijdens de uitgangssituatie in 2009 is in figuur 3.27 weergegeven.

Vegetatietypen uit de pioniersgroep zijn vooral in de jongere en oudere klassen aangetroffen. Waterlelie- en Fonteinkruidenvegetaties komen verspreid over de klassen voor maar zijn niet in de jongste klasse vertegenwoordigd. Krabbenscheer- en verlandingsvegetaties komen hoofdzakelijk in petgaten uitgegraven van 1959 tot 1980 voor.

Vergelijking met de situatie in 2015 (fig. 3.28) laat zien dat in de opnamevlakken in relatief recent gegraven petgaten open water begroeid is geraakt met Kranswiertypen en het Waterpesttype. Het FLAB en Eendenkroos- en Waterpesttype is in de oudere klassen afgenomen. De ontwikkeling van en successie in Krabbenscheertypen is in een groot deel van de klassen waar te nemen, behalve in de jongste klassen. Uitbreiding van aanzetten tot verlanding en de daadwerkelijke overgang naar drijftilvormende typen en kragge-verlanding zijn vooral in opnamen in het traject 1980 - 1959 gevonden.

Veranderingen in vegetatietypen

Van alle in de analyse beschouwde vegetatieopnamen is in 56% het vegetatietype gewijzigd (tabel 3.4, bijlage 9). De veranderingen zijn in een successieschema aangegeven (figuur 3.30, bijlage 10). Hoewel een terugval af en toe voorkomt, wijzen de meeste veranderingen in de opnamereeksen van de Wieden en Weerribben op voortgaande successie en verlanding. In 26% van de opnamen is successie zichtbaar. Terugval als van het Waterlelie en Gele Plomptype naar het Waterpesttype en Krabbenscheervegetaties naar open water of het Waterlelie en Gele plomp type, drijvende vorm kwamen in slechts 8% van de petgaten voor.

Pioniervegetaties (groep 1)

In 65% van de opnamen van de Pioniersgroep heeft een wijziging in typen plaatsgevonden, 15 van de 17 opnamen bleven binnen de groep. Open water is veelal begroeid geraakt met Kranswieren, Smalle waterpest en/of Zannichellia. Het optreden van het FLAB en Kroos type kenmerkt zich vaak door algenbloei waarbij de voorkomende vegetatie door lichtgebrek afsterft. Na verdwijnen van de algen ontstaat een pioniersituatie waarin Kranswieren of Smalle waterpest zich snel kunnen uitbreiden.

Waterlelie- en Fonteinkruidenvegetaties (groep 2)

In de groep Waterlelie- en Fonteinkruidenvegetaties heeft 42% van de opnamen aan het einde van de onderzoeksperiode een andere type toegewezen gekregen, 9 van de 12 opnamen bleven binnen de groep. Een groot deel van de pq's in de Waterlelie en Gele Plomptypen (7 opnamen) bleef gedomineerd door Waterlelie en Gele Plomp. Deze vegetaties vormen in de laatste decennia de hoofdmoot van watervegetaties in de petgaten van Noordwest Overijssel en betreft vooral een floristisch verarmde vorm van de associatie van Gele Plomp en Witte Waterlelie. De vegetaties kunnen bij voortschrijdende verlanding overgaan in begroeiingen behorende tot de Rietklasse, maar in De Wieden en De Weerribben kunnen ze echter decennia lang schijnbaar ongewijzigd blijven bestaan (eigen waarneming).

Verlandingsvegetaties (groep 3)

In de groep verlandingsvegetaties zijn de meest duidelijke veranderingen waargenomen, al neemt de groep betreft het percentage van verandering in typen de tweede plaats in (57%). 19 van de 21 opnamen bleven binnen de groep.

Een deel van de groep betreft het Krabbenscheertype, dat voor het onderzoek in Noordwest Overijssel in vijf vormen is opgedeeld. De verscheidenheid in vormen binnen het Krabbenscheertype is gebaseerd op (geringe) floristische verschillen en de verwachting dat er successie op zou treden. Uit de opnamereeksen blijkt dat deze inderdaad te constateren is van de typische vorm oplopend naar de vorm met Moerasvaren (figuur 3.30). Laatstgenoemde vorm vormt de verbinding met de drijftilverlanding; in 3 opnamen is het overgegaan in het Moerasvaren - Kleine lisdoddetype. De wortels van de voor het type naamgevendende soorten vormen een kraggebodem. Het Moerasvaren - Kleine lisdodde type ontstaat in de meeste gevallen doordat zowel Kleine Lisdodde en Moerasvaren vanuit de oever het aangrenzende open water of Krabbenscheervegetatie koloniseren. Ook de enige in het onderzoek representatieve opname van de associatie van Waterscheerling en Hoge cyperzegge (Waterscheerlingtype, ontstaan op aanspoelselgordel) is in het Moerasvaren - Kleine lisdodde type overgegaan. Het Krabbenscheertype met Slangenwortel neemt een afwijkende positie in; ze onderscheidt zich vooral door de aanwezigheid van Slangenwortel en het ontbreken van Moerasvaren. De omgeving waarin de opgenomen vegetatie ligt, lijkt voedselrijker, zowel Moeraszegge als Gewone waterbies treden als drijftilsoorten op. Mogelijk vormt de vegetatie een overgang naar het in een contactzone tussen voedsel- en basenarm en een voedsel- en basenrijk watertype

(Westhoff & Den Held, 1969) voorkomende *associatie van Slangenwortel en Waterscheerling*. Deze associatie komt in Noordwest Overijssel slechts op enkele plekken in De Wieden voor.

Al bij de selectie van gebieden voor opnamen in 2009 viel de aanwezigheid van Ronde zegge in Krabbenscheervelden in een deel van het areaal op. Het is een van de eerste soorten die in een veld opslaat; de soort komt vooral op de luvere plekken voor. Ook in het Moerasvaren - Kleine lisdodde type komt Ronde zegge voor, vaak samen met Pluimzegge en Hoge cyperzegge. Mogelijk zijn kleine drijftillen ingesloten door de uitbreidende Moerasvaren vegetatie. In de opnamereeksen lijken de zeggensoorten in het Moerasvaren - Kleine lisdodde type in bedekking af te nemen ten gunste van de tot 80 cm hoge Moerasvarens.

Uitwisseling tussen groepen

Uit analyse van veranderingen in de vegetatieopnamen tussen 2009 en 2015 blijkt dat tussen de drie onderscheiden groepen enige uitwisseling plaatsvindt 7 (14%) van de 50 geanalyseerde opnamereeksen.

Krabbenscheervegetaties staan centraal in de uitwisseling van typen tussen de groepen.

De vegetatie in twee pq's hebben zich van het FLAB - Kroos type (groep 1) tot een sluitende Krabbenscheervegetatie (groep 3) ontwikkeld; in een geval voltrok dit proces zich in zes jaar waarbij zich in 2015 de eerste drijftilvormers vestigden. Twee andere overgangen naar Krabbenscheervegetaties betreffen pq's met het Stomp fonteinkruidentype en Gele plomp en Witte waterlelietype, vorm met Waterviolier (groep 2).

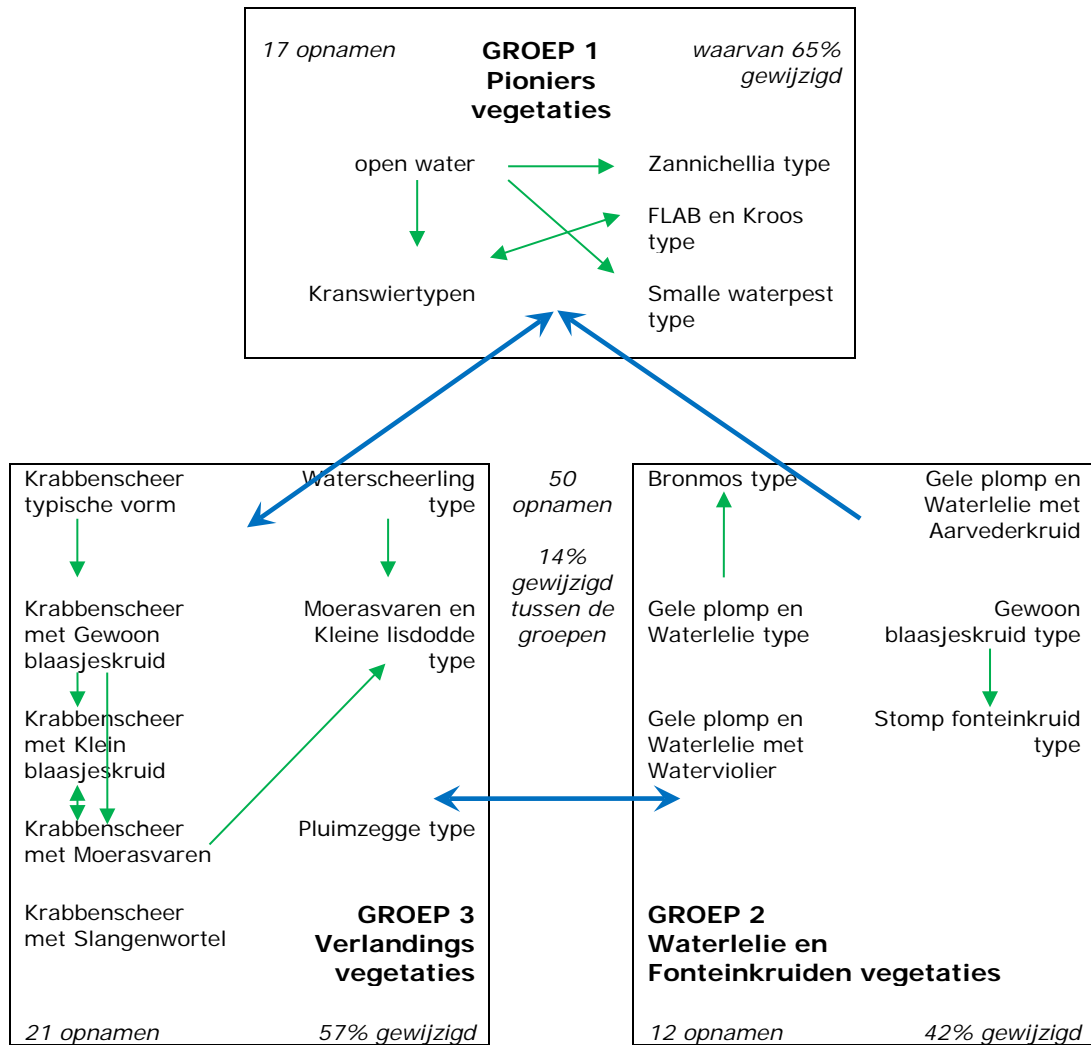
De twee overige transfers betreffen opnamereeksen waaruit Krabbenscheer sterk is afgenomen of verdwenen (figuur 3.31). De oorzaak van de soms plotselinge afname van Krabbescheer is niet duidelijk; de, soms tijdelijke, afname is op meerder plaatsen in Noordwest Overijssel waargenomen.



Figuur 3.29. Vegetatie in wn/95 in 2009, 2012 en 2015. Het Krabbescheertype met een aspect van Watermunt en zeer weinig Moerasvaren ontwikkeld zich in 6 jaar tijd naar het Moerasvarentype. Rel. wn/95. Watersoldier vegetation with aspect of Watermint and few plants of Marsh fern developing to Marsh fern type in 6 years.

Tabel 3.4. Veranderingen in de opnamen tussen 2009 en 2015. Omwille de overzichtelijkheid zijn een aantal vegetatietypen bijeengenomen, een uitgebreid overzicht is in Bijlage 9 gegeven. Changes in vegetationtype in relevés in the periode 2009 - 2015. For the sake of clarity, some types have been brought together. The full version is available in Appendix 9.

Groep	vegetatietype 2010	n	vegetatietype 2015	n
Pioniervegetaties	open water	5	open water	1
			Kranswiertypen	2
			Waterpest en Zannichellia	2
	FLAB en Eendenkroos	3	Kranswiertypen	1
			Krabbenscheertypen	2
Waterpest	5	5	Waterpest	3
			FLAB en Eendenkroos	2
Kranswiertypen	4	4	Kranswiertypen	2
			FLAB en Eendenkroos	1
			Waterpest	1
Waterlelie en Fontuinkruiden	Fonteinkruiden	1	Krabbenscheertypen	1
	Waterlelie en Gele plomp	10	Waterlelie en Gele plomp	7
			Bronmos	1
Waterpest			1	
			Krabbenscheertypen	1
Gewoon blaasjeskruid	1	1	Fonteinkruiden	1
Krabbenscheer- en Verlandingsvegetatie	Krabbenscheertypen	11	Krabbenscheertypen	7
			open water	1
			Waterlelie en Gele Plomp	1
			Krabbenscheer met verlanding	2
Krabbenscheer met verlanding	5	5	Krabbenscheer met verlanding	2
			Drijftil- en kraggeverlanding	3
Drijftil- en kraggeverlanding	5	5	Drijftil- en kraggeverlanding	5



Figuur 3.30. Waargenomen veranderingen in vegetatietypen afgeleid uit vegetatieopnamen 2009/2010 - 2015. Observed changes in vegetation types derived from vegetation relevés 2009/2010-2015.



Figuur 3.31. Een petgat in het complex Stobbekolkje gefotografeerd in 2010, 2012 en 2015. De in 2010 aanwezige Krabben-scheervegetatie met beginnende drijf-tilverlanding veranderde grotendeels in open water, waarna herkolonisatie met Krabben-scheer optrad. A turf pond in the Stobbekolkje area pictured in 2010, 2012 and 2015. Vegetation of Watersoldier with a starting terrestrialisation changed, mainly into open water. In 2015 a recolonization of Watersoldier had taken place.

Deelonderzoek B

Vegetatiekartering 2013

In de petgaten van alle vier onderzoekslocaties heeft enige verlanding vanuit de oever plaatsgevonden. In 2013 betreft het voor het grootste deel vegetaties waarin Moerasvaren en Kleine Lisdodde (*Typha angustifolia*) domineren, in mindere mate Pluimzegge (*Carex paniculata*)- en Rietvegetaties (*Phragmites australis*). Het meest verland is petgat vak 60 noord, waar sinds 1970 ca. 75 % van het water is verdwenen. Het minst ver lijkt petgat Naar de Draaien waar niet meer dan 10% verlande vegetatie voorkomt.

Blijkens soortkarteringen heeft Krabbenscheer de petgaten vak 60 noord en vak 60 zuid in de negentiger jaren gekoloniseerd; petgat Naar de Draaien pas na 2005. In alle vier petgaten komen Krabbenscheervelden voor met Groot en Klein blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*, *U. minor*). In de Krabbenscheervegetatie komt drijftilvorming met o.a. Pluimzegge, Ronde zegge (*Carex diandra*), Hoge cyperzegge (*C. pseudocyperus*), Kleine watereppe (*Berula erecta*) en Waterzuring (*Rumex hydrolapathum*) voor. Waterscheerling (*Cicuta virosa*), typisch voor drijftilvegetaties, is maar zelden waargenomen.

Vegetatieontwikkeling 2013-2015

Transecten

In de periode 2013 - 2015 is er in de percentages verland areaal weinig veranderd. Wel laat de soortenkartering in de transecten zien dat de grens van de Moerasvaren - Kleine lisdodde vegetatie 0 tot 50 cm. is opgeschoven ten koste van de Krabbenscheervegetatie (fig. 3.32 links). Drijftilsoorten breidden zich uit de meeste gevallen iets uit, al laat vooral transect petgat vak 60 noord zien dat de drijftillen niet geheel plaatsvast zijn; een deel van de tillen is niet sterk verankerd, waardoor een deel door wind uit het proefvlak is geblazen.



Figuur 3.32. Moerasvaren-Kleine lisdodde- en Krabbenscheervegetatie in transect WE3 (links). Weinig voorkomende Rietverlanding in het Krabbenscheertype, vorm met Groot blaasjeskruid, opn. C in transect WE4 (rechts). Marsh fern-Lesser bulrush and Watersoldier vegetation in transection WE3 (left), Rare terrestrialisation with Common reed in Watersoldier type, form with Greater Bladderwort, rel. C in transection WE4 (right).

Opnamen

In een aantal opnamen (Bijlage 19) zijn veranderingen waargenomen. In twee permanente quadraten (1C, 4C) is het Krabbenscheer - Groot blaasjeskruidtype (S2) in het Krabbenscheer - Klein blaasjeskruidtype (S3) overgegaan. De bedekking van Riet is in drie pq's met Krabbenscheer toegenomen (1B, 1C, 4B) (figuur 3.32 rechts). In het Moerasvaren - Kleine lisdoddetype lijkt de soortenrijkdom af te nemen en neemt de bedekking van struik- en boomvormers als Grauwe wilg (*Salix cinerea*), Zwarte els (*Alnus glutinosa*) en Zachte berk (*Betula pubescens*) toe. In transect vak 60 noord is de bedekking met drijftillen afgenomen; deze zijn door wind uit de proefvlakken gedreven.

Deelonderzoek C

Vegetatiebeschrijving 2015

In alle vier petgaten komen Krabbenscheervelden voor die meer dan 99 % van het wateroppervlak bedekken. Op alle locaties worden zowel de typische vorm als vorm met Groot blaasjeskruid aangetroffen. Ook Klein blaasjeskruid komt voor, behalve in complex Stobbekolkje. Petgaten met (aanzetten tot) drijftillen in de Krabbenscheervegetaties zijn in Bollematen, Wiertoom en Naar de Draaien aanwezig, maar niet in het Stobbekolkje. Wel komen hier Krabbenscheervegetaties met Riet voor, evenals in Naar de Draaien. Ronde zegge komt plaatselijk in drie van de vier petgaten voor, behalve het Stobbekolkje. Moerasaardbei (*Comarum palustre*) komt als verlandingssoort op één plek voor in De Wiertoom. Slangenwortel is exclusief voor een opname in de Bollematen oost.

Verlanding vanuit de oever komt vooral voor in Bollematen oost (figuur 3.35). Hier is de verlandingsgordel met afwisselend Moerasvaren - Kleine Lisdoddevegetaties (D2) en drijftillen met o.a. Pluimzegge (C1) 3-10 meter breed. Riet komt hierin maar sporadisch voor. In de andere petgaten is deze verlanding vanuit de oever slechts plaatselijk aanwezig en is ze hooguit 3 m breed.

Gradiënten in Krabbenscheervelden

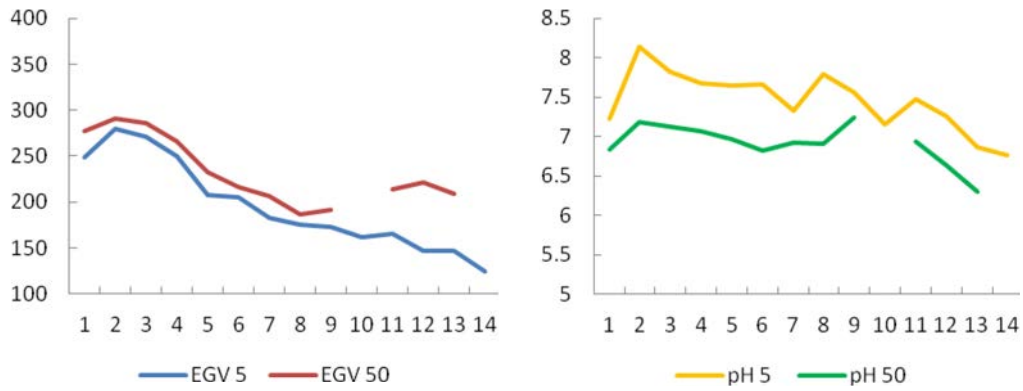
In de vier petgaten(complexen) zijn in raaivorm vanaf het inlaatpunt naar het meest veraf gelegen deel om de ca. 40 meter EGV- en pH-metingen verricht en vegetatieopnamen gemaakt (Bijlage 20). Ze zijn verzameld op 21 augustus (Stobbekolkje), 27 en 28 augustus (Naar de Draaien), 31 augustus (Wiertoom) en 7 september (Bollematen) 2015.

Het complex Stobbekolkje kent relatief lage EGV-waarden en hoge pH-waarden ten opzichte van de andere meetlocaties (tabel 3.5). Op alle vier locaties laten zowel EGV- als pH-metingen in de petgaten een afname zien van het inlaatpunt naar het verst daar vanaf gelegen punt.

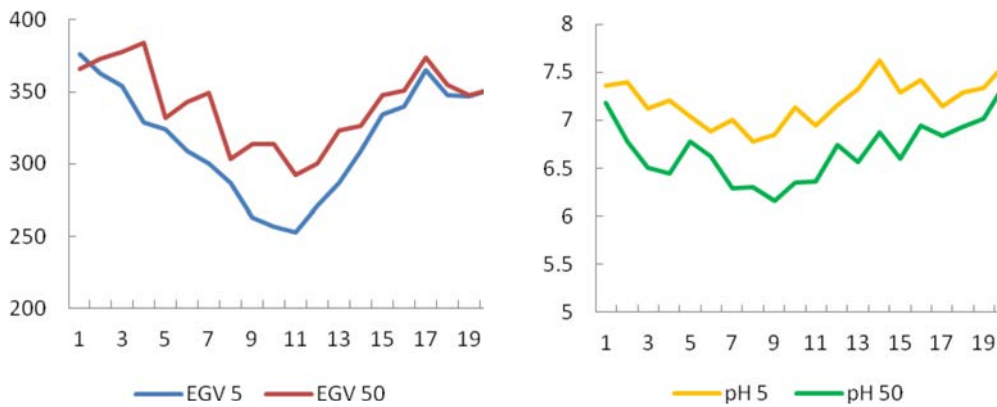
Tabel 3.5. Overzicht van maximale, minimale en gemiddelde waarden van EGV ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en pH, gemeten op 5 en 50 cm diepte in de vier onderzoekslocaties. In verband met de meetwijze ontbreekt op een aantal meetpunten de 50 cm meting (Stobbekolkje 2 en Wiertoom 2 meetpunten). Overview of maximum, minimum and average values of conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$) and pH, measured at 5 and 50 cm depth in the four research locations. Related to the measuring method, a number of measuring points is missing on the 50 cm measurements (Stobbekolkje 2 and Wiertoom 2 measuring points).

	Stobbekolkje n=14			Bollematen oost n=8			Wiertoom n=10			Naar de Draaien n=20		
Lengte raai in m.	600			250			300			675		
waarde	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem
EGV 5	280	125	196	353	180	230	380	207	297	376	253	318
EGV 50	291	187	233	450	234	293	381	271	327	384	292	341
pH 5	8,14	6,76	7,46	7,78	6,79	7,20	7,70	6,78	7,23	7,62	6,78	7,19
pH 50	7,18	6,30	6,91	7,36	6,31	6,67	7,30	5,92	6,58	7,38	6,16	6,68

De EGV-metwaarden op 5 cm diepte, in de rozetten van Krabbenscheerplanten, nemen meer af dan de waarden gemeten op 50 cm diepte. Hierdoor wordt het verschil tussen de twee diepten in meer geïsoleerde delen van het petgat groter. De pH-waarde is op 5 cm hoger dan op 50 cm diepte over de gradiënt. Voor de pH wordt het verschil tussen 5 en 50 cm diepte over de gradient van inlaatpunt naar meer geïsoleerde delen echter niet groter (figuren 3.33 en 3.34.). De gevonden meetwaarden laten de gedachte ontstaan dat de Krabbenscheervegetatie de EGV-waarden op zijn eigen standplaats door opname met voedingsstoffen kan verlagen. Mogelijk dat het getoonde effect mede een gevolg is van de aanzuigende werking van verdamping als beschreven voor kraggen (Van Wirdum, 1990).



Figuur 3.33. Grafieken van EGV- pH-waarden gemeten in petgatencomplex Stobbekolkje. Punt 1 ligt nabij het inlaatpunt van het complex, punt 14 het verst verwijderd. Graphs of conductivity and pH-values measured in petgaten complex Stobbekolkje. Point 1 is located near the intake locality of the complex, point 14 furthest away.



Figuur 3.34. Grafieken van EGV- pH-waarden gemeten in petgat Naar de Draaien. Punten 1 en 20 liggen nabij de inlaatpunten sloot De Draaien en de Bokvaart, punt 11 het verst van de inlaatpunten verwijderd. Graphs of conductivity and pH-values measured in petgat Naar de Draaien. Point 1 and 20 are located near the intake localities ditch De Draaien and the Bokvaart, point 11 furthest away from the intake localities.

Koppeling van vegetatie en meetwaarden

De waarnemingspunten met gemaakte vegetatieopnamen en de gemeten EGV en pH-waarden zijn onderling vergeleken. Per afzonderlijk petgat was met betrekking tot het EGV weliswaar enige relatie tussen vegetatietypen en gevonden meetwaarden te ontdekken, met alle metingen uit de vier petgaten gezamenlijk is deze relatie niet duidelijk. Betreffend de zuurgraad is wel een relatie gevonden (bijlagen 11 en 12). Zowel op 5 als 50 cm diepte nemen pH-waarden in de reeks Gele Plomp & Witte waterlelie type - Krabbenscheertype, vorm met Moerasvaren af.



Figuur 3.35. Krabbenscheervegetatie met opdrijvende onverteerde Krabbescheerbladlaag (links). Meetpunt ND6 uit deelonderzoek C. Drijftilverlanding ontstaan op een soortgelijke Krabbenscheer bladlaag met o.a. Pluimzegge, Hoge Cyperzegge, Kleine Lisdodde en Grauwe wilg. De drijftil is 5 jaar oud (rechts). Vegetation with Watersoldier and a floating layer of dead Watersoldier leaves (left). Rel. ND6 from research C. Terrestrialisation on a layer of dead Watersoldier leaves with Greater tussock sedge, Cyperus sedge, Lesser bulrush and Grey willow. The terrestrialisation patch is 5 years old (right).



Figuur 3.36. Beeld van een deel van transect Bollematen oost (WI2) met op de achtergrond het Moerasvaren - Kleine lisdoddetype (D1), op de voorgrond het Krabbenscheer - Moerasvarentype (S4) en het Krabbenscheer - Klein Blaasjeskruidtype (S3). In de Krabbenscheervegetatie komt o.a. Hoge Cyperzegge, Ronde zegge en Waterzuring voor. View on part of the transection Bollematen oost (WI2) with Marsh fern-Lesser bulrush type (D1), Watersoldier - Marshfern- and Watersoldier - Lesser Bladderwort type. Growing in the Watersoldier vegetation among others Cyperus sedge, Lesser Tussocksedge and Water Dock.

3.2.5 Conclusies

In het Nationaal Park de Wieden-Weerribben komt momenteel in petgaten verlanding voor. Dit is een proces dat in ons land momenteel in weinig gebieden wordt waargenomen. In Noordwest Overijssel zijn Krabbenscheervelden in de loop der zeventiger jaren van de vorige eeuw verdwenen als gevolg van verslechtering van de waterkwaliteit; ze zijn vooral zijn vervangen door vegetaties met Gele Plomp en Witte waterlelie (o.a. Robertson & Binnerts, 1983). In de Noordwest Overijssel was Krabbenscheer aan het begin van de tachtiger jaren slechts op een enkele plek en dan vaak met weinige exemplaren aanwezig. Recente vegetatiekarteringen laten zien dat ook jonge verlandingstadiïa nog maar in zeer geringe oppervlakten voorkomen (Pranger *et al.*, 2010). Het goeddeels ontbreken van jonge verlandingsstadiïa is mogelijk te wijten aan het langere tijd afwezig zijn van Krabbenscheervelden waarin jonge verlandingstadiïa zich kunnen ontwikkelen.

Door wijzigingen in het hydrologisch beheer is de waterkwaliteit vanaf de tachtiger jaren vooruitgegaan (Cusell *et al.*, 2013; Kooijman *et al.*, 2015). Wat betreft fosforbelasting blijken de centrale delen van de boezem in Noordwest Overijssel onder de grenswaarden voor ontwikkeling van verlandingsvegetaties (Cusell *et al.*, 2013). Echter in lang niet alle gebiedsdelen is de ontwikkeling van (voorlopers van) verlandingsvegetaties gaande, mogelijk is dit het gevolg van te hoge ammoniumconcentraties (Smolders *et al.*, 1996).

Het huidige onderzoek over de periode 2010-2015 laat zien dat successie plaats vindt. In 26% van de 50 opnamereeksen uit onderdeel A is ontwikkeling naar een volgend stadium zichtbaar, en slechts in 8% van de reeksen treedt een verslechtering op. De resultaten uit de onderdelen B en C ondersteunen dit positieve beeld.

Pionier- en Waterlelie en Gele plompvegetaties

Uit onderdeel A blijkt dat in de opnamereeksen in de groep pioniervegetaties en met name vegetatietypen gedomineerd door Witte waterlelie en Gele plomp, weliswaar veranderingen optreden maar dat een duidelijk stap naar verlanding in de meeste gevallen nog niet wordt gezet. Daarmee wordt het beeld van lange tijd in ongewijzigde vorm bestaande Waterlelie- en Gele plomp vegetaties onderschreven.

Krabbenscheervegetaties

Weliswaar is als gevolg van de waterkwaliteitsverbetering het voorkomen van Krabbenscheer in Noordwest Overijssel de laatste 10 jaar toegenomen, het areaal heeft de situatie van de zestiger jaren in nog lang niet bereikt (Van Zon-van Wagtendonk, 1969; Verschoor, 1973; Robertson & Binnerts, 1983). Aan Krabbenscheervelden wordt in de verlanding van laagveengebieden een belangrijke rol toegedicht (Schamineé *et al.*, 2005). De daadwerkelijke overgang van open water naar vegetaties waarin Krabbenscheer vegetatievormend optreedt is in vier proefvlakken waargenomen; in smalle luwe, enigszins voedingstofrijke wateren kan in zes jaar tijd een Krabbenscheervegetatie met drijftilsoorten ontstaan (figuur 3.29). Daarentegen is uit soortkarteringen (Staatsbosbeheer, 1998 en 2005) en metingen uit de onderzoeken A en C af te leiden dat op relatief voedingstofarme plekken in petgaten Krabbenscheervegetaties achttien jaar zonder verdere verlanding kunnen blijven bestaan.

In Noordwest Overijssel lijkt een zonering van verschillende vormen van het in het onderzoek onderscheiden Krabbenscheertype voor te komen. In de reeks typische vorm - vorm met Klein blaasjeskruid is een afname van grootte van de planten en dichtheid van de vegetatie waar te nemen. De typische vorm en vorm met Gewoon blaasjeskruid komen meestal aan de randen van een Krabbenscheerveld, dicht bij het inlaatpunt van een petgat voor. Het areaal van de vorm met Klein blaasjeskruid beslaat het achterliggende deel van het veld, verder van het inlaatpunt verwijderd. Met name de typische vorm en vorm met Groot blaasjeskruid zijn in staat om in korte tijd een laag afgestorven blad te vormen die zich in eerste instantie dicht onder de vegetatie bevindt. Door deze laag ontstaat gelaagdheid van watertypen. Het water boven de laag heeft een lagere EGV-waarde en een hogere pH-waarde dan het water tussen de Krabbenscheerbladlaag en de sapropeliumlaag op de bodem van het petgat. Na verloop van tijd begint deze laag door gasontwikkeling dermate op te drijven, dat

de Krabbenscheerplanten afsterven en er alleen een aan de oppervlakte liggende organische laag over blijft (figuur 3.34 links).

Verlanding

Uit de onderzoeksdelen A, B en C blijkt dat verlanding plaats kan vinden door uitbreiding van begroeiing vanuit de oever, maar ook door nieuwe vestiging van soorten in een petgat.

Vanuit de oever komt verlanding in het onderzoek vooral voor rekening van Kleine lisdodde- en Moerasvaren - Kleine lisdodde vegetaties (figuur 3.36). Dit betreffen soorten- en Rietarme vegetaties waarin Kleine lisdodde resp. Moerasvaren dominant voorkomen. Deze vegetatietypen kunnen zich in open water of begroeiingen met nymphaeïden uitbreiden mits de omstandigheden weinig dynamisch zijn. Grenzend aan Krabbenscheervelden kan een Moerasvaren - Kleine lisdodde vegetatie tot ca. 20 cm per jaar oprukken. Vaak komt in deze verlandingszones een kleinschalige mozaïek met door Pluimzegge gedomineerde drijftillen voor. De verlanding vanuit de oever door bovengenoemde vegetatietypen kan overigens ook zonder de aanwezigheid van Krabbenscheer plaatsvinden.

Rietverlanding komt weinig in het onderzoek voor. In enkele opnamen uit onderzoek C, in relatief ondiepe petgaten neemt Riet toe waarbij de Rietwortels in de bodem van het petgat verankerd zijn. Uitbreiding van Rietvegetaties in diepere petgaten is zeldzaam in Krabbenscheervelden waargenomen, waarbij de stolonen zich aan de onderkant van de afgestorven Krabbenscheerbladlaag bevinden op ca. 30 cm beneden het wateroppervlak.

Verlanding onafhankelijk van de oeverbegroeiing kan plaats vinden op bijeengedreven afgestorven organisch materiaal in luwe hoeken van petgaten: het karakteristieke beeld van een drijftilverlanding. Blijkens de ontwikkeling van de vegetaties in het onderzoek vormen delen van Krabbenscheervelden een productieve voorloper voor de situatie waarin drijftilverlanding begint (figuur 3.35 rechts, 3.37). In door opnamen gedocumenteerde plekken zijn aanzetten tot, en drijftillen op de opgedreven afgestorven laag Krabbenscheerblad ontstaan. Vegetatiekundig vallen ze onder de associatie van Pluimzegge en de associatie van Waterscheerling en Hoge Cyperzegge.

Opmerkelijk is het opslaan van Ronde zegge en Paddenrus (*Juncus subnodulosus*) in Krabbenscheervegetaties met Groot en Klein blaasjeskruid. Over de overgang van de eerste stadia van verlandingsvegetaties naar kleine zeggenvetaties is weinig bekend. Ronde zegge wordt beschouwd als kenmerkende soort voor onder basenrijke omstandigheden voorkomende trilveenvegetaties (*Scorpidio-Caricetum diandrae*). Op basis van standplaatseisen van voorkomende soorten in Krabbenscheervegetaties met beginnende verlanding voldoet de ecologische karakterisering ten aanzien van de zuurgraad, maar de gemiddelde voedselrijkdom is in vergelijking met de associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge iets aan de hoge kant (vgl. Ellenberg in Hennekens *et al.*, 2010). Kleine drijftillen met Ronde zegge lijken door verlandingsvegetaties met Moerasvaren te worden ingesloten. Uit opnamereeksen blijkt dat de kleine zeggenssoort in het ongemaaide, door Moerasvaren gedomineerde vegetatietype afneemt.

Beheer

Uit de vergelijking van vegetatietypen met de ouderdom van de in de petgaten gelegen permanente quadraten blijkt dat het zwaartepunt van Krabbenscheer- en verlandingsvegetaties in wateren gegraven in 1940 tot 1989 ligt. Veelal is er een dikke sapropeliumlaag op de bodem aanwezig, ook in de petgaten waarvan de kragge na verlanding ten behoeve van het cyclisch beheer in de jaren zeventig en tachtig is verwijderd. Petgaten van jongere datum kennen een relatief dunne laag mede door de wijze van afgraven. Mogelijk heeft dit gevolgen voor de tijdsduur waarbinnen toekomstige verlanding zich voltrekt.

Hoe de verlanding verder verloopt is deels afhankelijk van het beheer. Niet gemaaide vegetaties gaan over in struweel en uiteindelijk moerasbos. In alle typen verlandingsvegetaties in het onderzoek komt opslag van struweel- en bosvormers voor. Het wordt aanbevolen om jonge verlandingsvegetaties, indien mogelijk, in maaibeheer te nemen. Gemaaide vegetaties zullen een meer open structuur krijgen waardoor nieuwe soorten zich kunnen vestigen; voedingstoffen worden middels de verwijderde vegetatie afgevoerd. Aanvankelijk zal het maaibeheer over ijs of vanaf de

oever moeten gebeuren omdat de draagkracht van de jonge verlanding voor mens en machines te gering is. Mogelijk verloopt de ontwikkeling via een fase met Riet. Zodra de kragge draagkracht heeft, en er zijn karakteristieke soorten uit trilvenen aanwezig, wordt aanbevolen om op zomermaaibeheer over te schakelen. Maaien met een amfibisch voertuig kan ook een mogelijkheid zijn; hier is afgelopen jaren beperkt ervaring mee opgedaan in de Wieden en Weerribben.



Figuur 3.37. Overzicht op voortgaande verlanding in het petgat Bollematen oost met op de achtergrond Krabbescheervegetatie met beginnende drijftilvorming. Hierin komt o.a. Hoge Cyperzegge, Watermunt, Waterzuring en Waterscheerling. Op de voorgrond drijfstillen met o.a. Moerasvergeet-me-nietje, Harig wilgeroosje, Slangenwortel, Kleine lisdodde en Zwart els. Overview on ongoing terrestrialisation in petgat Bollematen oost. At the background Watersoldier vegetation with starting terrestrialisation, among others Cyperus sedge, Watermint, Water Dock and Northern Water Hemlock. In the foreground terrestrialisation patches with Water Forget-me-not, Great willowherb, Marsh Calla, Lesser Bulrush and Common Alder.

3.3 Referentieonderzoek in Polen

In veel Nederlandse gebieden treedt nauwelijks verlanding op, verloopt deze zeer langzaam, of is ze sterk beïnvloed door antropogene processen. Om een beter beeld te verkrijgen van het functioneren van verlandende veenvegetaties onder meer natuurlijke omstandigheden, zijn twee Poolse venen onderzocht. In overleg met de Poolse onderzoeker Dr. Leszek Wolejko zijn enkele gebieden in het Nationaal park Drawa in Noordwest Polen geselecteerd voor het referentieonderzoek (figuur 3.38). In het Nationaal park Drawa zijn verschillende typen en stadia van verlanding vanuit open water aanwezig. Ecosystemen in Polen zijn met betrekking tot klimaat, geologie en voorkomende soorten redelijk vergelijkbaar met Nederlandse ecosystemen, hoewel er natuurlijk ook verschillen zijn. De winters in het noordwesten van Polen zijn kouder (dec t/m feb $0,6^{\circ}\text{C}$ tegen $3,5^{\circ}\text{C}$ in Nederland), de zomers iets warmer (juni/juli $18,2^{\circ}\text{C}$ tegen $17,7^{\circ}\text{C}$) en er valt minder neerslag (675 mm/jaar tegen 900 mm/jaar) (alle data gemiddeld over 1990-2012; Worldbank, 2015). Verder is de stikstofdepositie in NW-Polen aanzienlijk geringer dan in Nederland. Metingen van stikstofdepositie zijn schaars, maar Erisman *et al.* (2015) geven gemodelleerde waarden die de verhouding tussen Nederland en NW-Polen illustreren: 5 – 10 kg N/ha/jr in NW-Polen tegen 15 – 25 kg N/ha/jr in Nederland.



Figuur 3.38. De ligging van de onderzochte gebieden Konotop en Bukowo (gele cirkels) in NW-Europa (luchtfoto Google Earth). The location of the studied areas Konotop and Bukowo (yellow circles) in NW-Europe (aerial photograph Google Earth).

In juli 2014 zijn enkele veengebieden met verschillende typen en stadia van veenvorming bezocht door een groep Nederlandse onderzoekers (Ab Grootjans, Jan Roelofs, Jeroen Geurts, Casper Cusell, Winnie Rip, Jasper van Belle, Rick Kuiperij, Mark Hilboezen en Gijs van Dijk) en de Poolse veenspecialist Leszek Wolejko (Universiteit van Szczecin). Twee van deze gebieden zijn in meer detail onderzocht, te weten de gebieden Konotop en Bukowo.

Deze beide gebieden zijn venen in een vallei tussen 10 – 20 m hogere zandgronden. Konotop is een langgerekte en met veen dichtgegroeide vallei, die uitmondt in een open meer. Het veen is hier ca. 125 m breed. Bukowo bestaat uit twee kleinere valleien (ca. 80 m breed), die samenkomen bij een meer. Bij het meer is het veen ca. 150 m breed. In geen van beide gebieden wordt vegetatiebeheer gevoerd. In beide gebieden is de uitstroom van water uit het meer enigszins gereguleerd met sloten en een enkele duiker. In beide gebieden zijn de abiotische omstandigheden en de aanwezige vegetatie bestudeerd.

3.3.1 Methode

Per gebied zijn ongeveer twee velddagen besteed aan bemonsteringen en veldmetingen. Om standplaatscondities te onderzoeken in samenhang met de aanwezige vegetatiezonering, zijn bemonsteringen verricht langs transecten.

In Konotop zijn drie transecten evenwijdig aan de oeverlijn onderzocht (figuur 3.38). Deze transecten op verschillende afstand van de huidige oeverlijn geven verschillende stadia in de veenvorming weer - verder van de oever is het veen ouder - en geven tevens inzicht in het ecohydrologische functioneren van het gebied.

In Bukowo zijn twee met elkaar verbonden venen onderzocht. De eerste hiervan (raai E in figuur 3.39) watert af op een meer waarlangs verlanding optreedt. Langs de oever van dit meer is een brede zone met een drijvende kragge aanwezig. Hier zijn drie transecten loodrecht op de oever onderzocht (F-raaien in figuur 3.39). Langs een transect dwars over de kragge (lichtblauwe stippellijn in figuur 3.39) zijn alleen EGV/T-profielen gemeten.



Figuur 3.39. De twee onderzochte gebieden met de bemonsterde transecten aangegeven met gele lijnen. Links Konotop en rechts Bukowo, langs de blauwe stippellijn zijn alleen EGV/T-metingen verricht (luchtfoto's Bing Maps). The two investigated areas, with the measuring transects indicated in yellow. Konotop is on the left, Bukowo is on the right. Along the blue dashed line only EC/T-measurements were carried out (Aerial photographs Bing Maps).

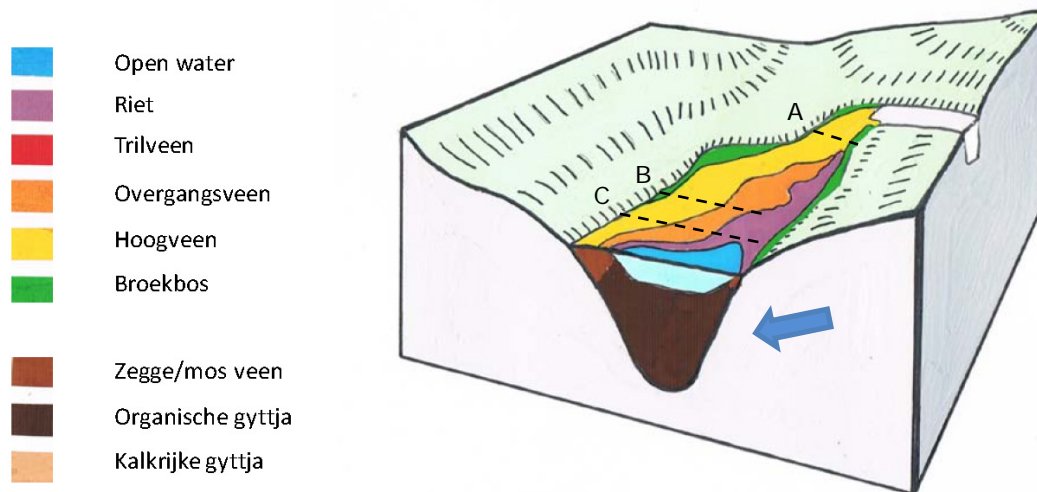
Langs de transecten A, B, C, E en F zijn bodemvocht- en bodemonsters verzameld in diepteprofielen, en zijn vegetatieopnames verricht. Tevens zijn monsters genomen van de aanwezige bovengrondse biomassa, voor bepaling van de biomassa-productie en chemische samenstelling. Uit de meren zijn monsters genomen van het oppervlaktewater en de waterbodem. Alkaliniteitsbepalingen zijn binnen 48 uur na monsternamen uitgevoerd. Alle overige chemische analyses zijn uitgevoerd in Nederland, aan hiertoe verzamelde en geconserveerde water-, bodem- en plantmonsters. Bodemvochtmonsters zijn verzameld met behulp van keramische cups. Alle chemische analyses zijn op dezelfde manier uitgevoerd als in andere onderdelen van dit rapport. Tevens zijn langs alle transecten EGV- en temperatuurmetingen in de bodem verricht met een prikstok om de grondwaterstroming in het gebied in beeld te brengen.

3.3.2 Beschrijving studiegebied Konotop

Vegetatie en landschap

In het gebied Konotop is sprake van een diepe, met veen dichtgegroeide vallei met steile flanken. In het midden is de laag veen meer dan 10 m dik. Op de grens van het veen met de minerale bodem is in de vegetatie een overgangszone te herkennen, met Pijpestrootje (*Molinia caerulea*) en bomen (vooral Zwarte els; *Alnus glutinosa*). Aan de westkant van de vallei (links in figuur 3.40) is deze smaller (ca. 10 m) dan aan de oostelijke zijde (ca. 25 m). Ter plaatse van raai A gaat deze overgangszone over in

een hoogveenvegetatie met verspreid groeiende dennen. De moslaag bestaat voor een belangrijk deel uit bultvormende veenmossen, vooral Hoogveenveenmos (*Sphagnum magellanicum*), waarop Kleine veenbes (*Vaccinium oxycoccus*) groeit. In deze vegetatie komen bijzondere soorten voor, zoals Veenbloembies (*Scheuchzeria palustris*), Slijkzegge (*Carex limosa*) en de in Nederland niet voorkomende struik Moerasrozemarijn (*Ledum palustre*).



Figuur 3.40. Schematische weergave van Konotop met op de voorgrond het meer. Op het veen is de vegetatiezonering weergegeven met kleuren (trilveen ontbreekt in Konotop) (afbeelding door A.P. Grootjans). De ligging van de transecten is globaal aangegeven met stippellijnen, de blauwe pijl geeft de overheersende stroomrichting van het grondwater weer. Schematic representation of Konotop with the lake in the foreground. Vegetation zonation in the mire is indicated with colours (drawing by A.P. Grootjans). The position of the transects is indicated globally with dashed lines, the blue arrow indicates the main direction of groundwater flow.

Transect B loopt van de overgangszone langs de westelijke dalflank naar een poel met open water nabij de oostelijke flank. In het westen gaat de 10 m brede overgangszone wederom over in beboste hoogveenvegetatie, die halverwege het veen overgaat in een soort van overgangsvveen. Deze vegetatie wordt gedomineerd door Fraai veenmos (*Sphagnum fallax*). Verder vallen Snavelzegge (*Carex rostrata*), Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*) en Witte snavelbies (*Rhynchospora alba*) op. Nabij de poel wordt de kragge zeer dun en neemt het aandeel veenmossen af. In de poel groeit vooral veel Drijvend fonteinkruid (*Potamogeton natans*), naast Groot blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*). De poel ligt in een rietland dat richting het meer breder wordt.

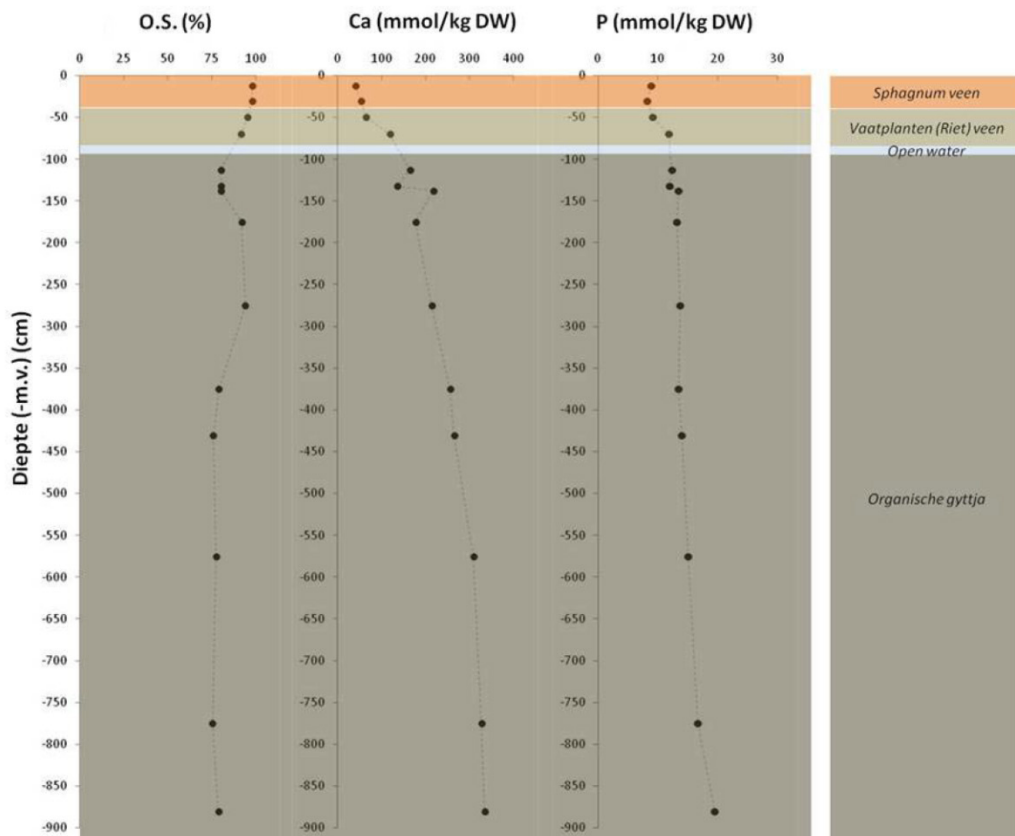
Langs de oever van het meer is transect C uitgezet. Aan de westkant van de vallei is de vegetatie langs transect C vergelijkbaar met die van beide andere, met een smalle overgangszone met Pijpenstrootje en bomen en dan bebost hoogveen. Halverwege gaat dit over in het bij transect B beschreven overgangsvveen. De vegetatie langs de huidige oeverlijn (in het midden van de vallei) bestaat met name uit Draadzegge (*Carex lasiocarpa*), Snavelzegge (*Carex rostrata*), Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) en Moerasvaren (*Thelypteris palustris*). In lagere bedekking zijn Plat blaasjeskruid (*Utricularia intermedia*), Mattenbies (*Schoenoplectus lacustris*), Grote Wederik (*Lysimachia vulgaris*), Ronde zegge (*Carex diandra*) en Wateraardbei (*Comarum palustre*) aanwezig. Op de oever staat dicht langs de waterlijn ook al snel grote abundantie van mossen, hier komen met name Fraai veenmos (*Sphagnum fallax*) en Gewoon puntmos (*Calliergonella cuspidata*) voor. Naar het oosten toe gaat de vegetatie geleidelijk over in een zeer nat rietland op dunne kragge, en neemt het aandeel van Ronde zegge toe. Op de grens van het open water en de kragge staan her en der grote pollen Pluimzegge (*Carex paniculata*), waarop boompjes zijn opgeslagen. Dit betekent vermoedelijk dat het meer nog slechts zeer langzaam verlandt. De pollen hebben immers tijd nodig om zo groot te worden, en de boompjes om te kiemen. In het meer zien we vooral Drijvend fonteinkruid.



Figuur 3.41 . Enkele foto's van het gebied Konotop (foto's door G. van Dijk). A photographic impression of the Konotop area (photo's by G. van Dijk).

Veenopbouw

Middenin de vallei in transect C is de kragge ongeveer 80 cm dik, waarvan de bovenste 40 cm bestaat uit veenmosresten. De laag daaronder bestaat uit resten van vaatplanten, waaronder Riet. Daaronder ligt een laagje water, met daaronder een meters dikke laag organische gyttja (figuur 3.42). Ter hoogte van transect A (op de grootste afstand van het meer) is de veenlaag ongeveer 130 cm dik met bovenin veenmosveen en dieper een groter aandeel van zeggeveen, waaronder wederom een meters dik pakket organische gyttja aanwezig is. De opbouw van het veenpakket duidt er op dat het meer reeds eeuwen lang een meer is, dat zich eerst heeft gevuld met meerafzettingen (gyttja). Het veen heeft zich vanuit de vallei uitgebreid in het meer. Boringen op andere locaties (data hier niet getoond) en de vegetatiezoning duiden er op dat de verlanding tenminste deels is voortgeschreden vanuit de flanken van de vallei. Op basis van de huidige vegetatiepatronen, lijken vooral Moerasvaren, Kleine lisdodde en enkele zeggesoorten een rol te spelen in de verlanding. Langs de oostrand van de vallei speelt Riet ook een rol.



Figuur 3.42. Een diepteprofiel van het veen, middenin de vallei (transect C), relatief dicht bij de oever. Op de y-as staat de diepte in cm beneden maaiveld en op de x-as het % organische stof, totale calciumconcentratie (in mmol/kg DW) en de totale fosforconcentratie (in mmol/kg DW). Kleuren geven bodemtypes weer. A depth-profile of the peat layer in the center of the mire (transect C). The y-axis shows depth in meters below surface level. The x-axis shows % organic matter, total calcium concentration (mmol/kg DW) and total phosphorous content (mmol/kg DW).

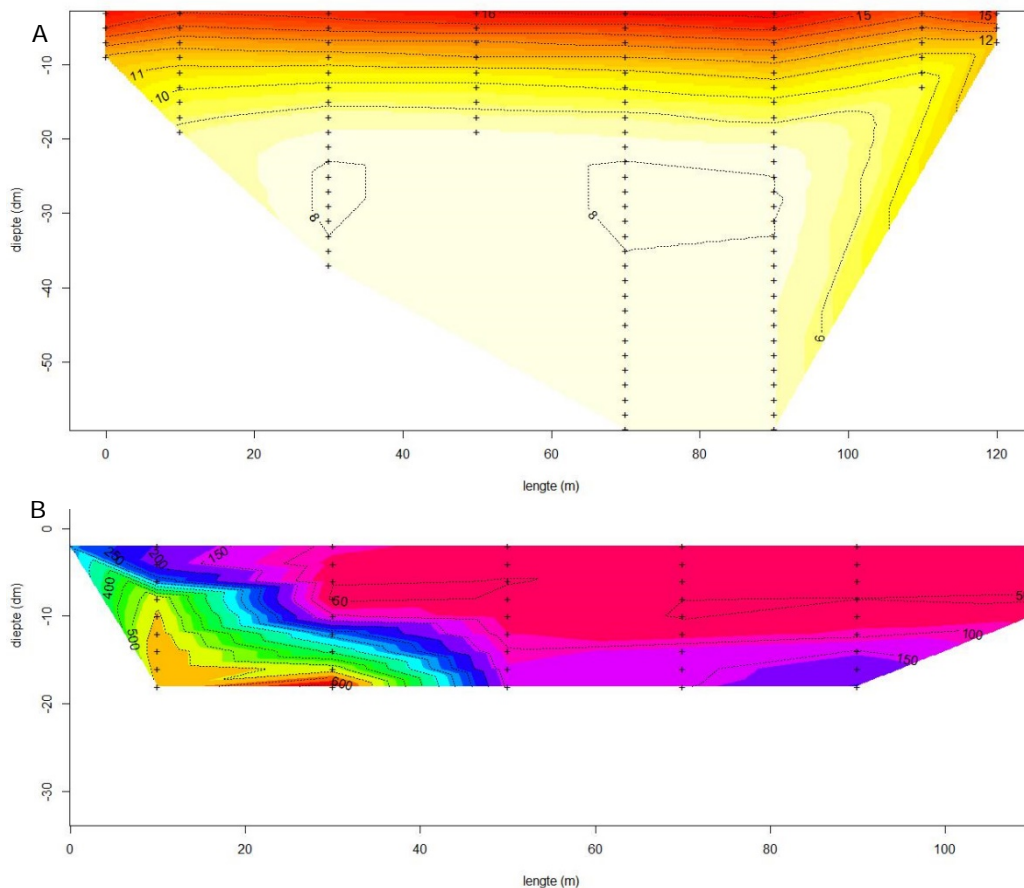
Hydrologie en ionenlast

Figuur 3.43 laat de resultaten van de EGV/T-metingen in de bodem van transect A zien. De temperatuur neemt af tot 7,9°C op 2, 5 tot 3 m diepte, waarna de temperatuur weer oploopt tot 8,3°C. Daarmee daalt de temperatuur tot onder de jaargemiddelde temperatuur, die in dit deel van Polen ruim 8,5 °C is over de periode 1990 – 2012 (Worldbank, 2015). In een groot hydrologisch systeem mag verwacht worden dat het grondwater ongeveer de jaargemiddelde temperatuur heeft, zodat dit patroon duidt op een lokaal hydrologisch systeem. De temperaturen onder 8,5°C zijn het gevolg van lagere temperaturen in de winter. De vrijwel horizontaal lopende temperatuurlijnen (afgezien van de randen) duiden op (zeer) geringe horizontale stroming in het veen. De concentrische patronen langs de randen zijn artefacten van de interpolatie.

De resultaten van de EGV-metingen laten vanaf ongeveer een halve meter diepte waarden van ca. 400 – 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zien langs de oostelijke flank (links in figuur 3.42B). Aan het maaiveld zijn de waarden lager en vanaf 30 m uit de flank zijn waarden onder 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemeten. Deze waarden duiden op regenwaterinvloed. In het centrale en westelijke deel van het veen duiden de lage EGV-waarden op een dikke laag mineralenarm regenwater.

De combinatie van temperatuur- en EGV-metingen duidt grondwaterinfiltratie, waardoor het merendeel van het veen onder invloed staat van regenwater. Langs de oostelijke rand van het veen invloed te zien van mineralenrijker grondwater, maar dat reikt niet tot aan het maaiveld en zakt snel dieper weg. Langs de transecten B en C zijn vergelijkbare patronen gemeten (data niet getoond), maar met minder invloed

van grondwater. De hydrologische situatie is hier dan ook grotendeels vergelijkbaar, maar met minder invloed van grondwater.



Figuur 3.43. Temperatuur en EGV-variatie in de bodem van transect A. Op de x-as de afstand vanaf de oostelijke dalflank in m, op de y-as de diepte beneden maaiveld in dm. A: Geïnterpoleerd temperatuurprofiel (°C) tot 6 m diepte. B: Geïnterpoleerd EGV-profiel (µS/cm) tot 2 m diepte. Temperature and EC variation in the soil along transect A. Distance (m) from the western valley border on the x-axis, depth below surface (dm) on the y-axis. A: Interpolated temperature profile (°C) up to 6 m depth. B: Interpolated EC-profile (µS/cm) up to 2 m depth.

Standplaatscondities

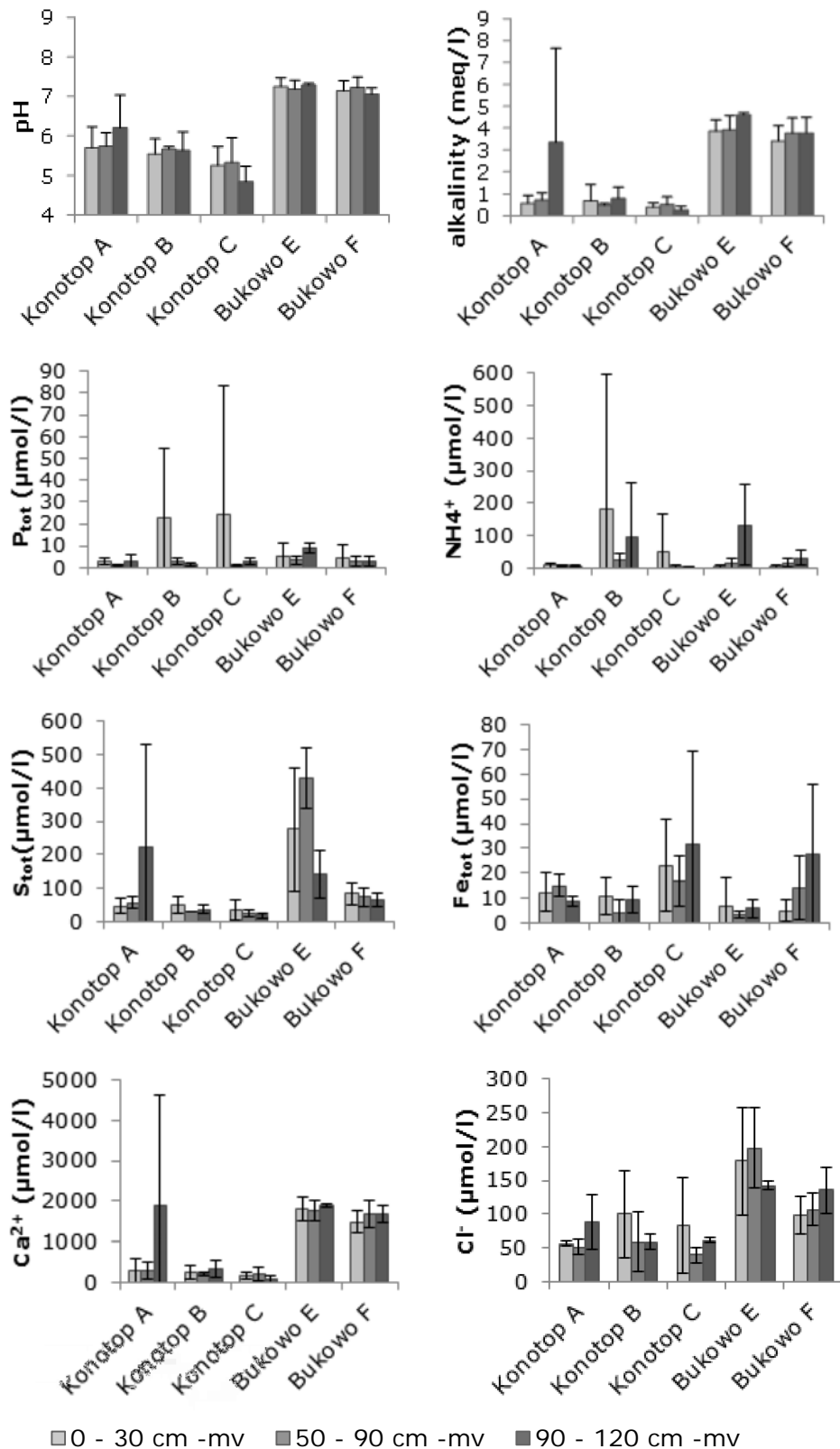
Centraal in de vallei is het veen hoofdzakelijk door regenwater beïnvloed, zodat het arm is aan mineralen, en waardoor de vegetatie wordt gedomineerd door veenmossen. Langs de oostelijke flank is gaat de invloed van grondwater uit een lokaal systeem gepaard met door Riet gedomineerde vegetatie en broekbos direct langs de rand.

In figuur 3.44 staan resultaten van chemische metingen in porievocht van verschillende diepten. In de drie Konotop-transecten (A t/m C) liggen de pH-waarden veelal tussen 5 en 6, en is de buffercapaciteit met waarden <1 meq/l laag. Alleen in transect A worden op 90 – 120 cm diepte hogere waarden gemeten en is de spreiding groter. Dit is toe te schrijven aan de grotere invloed van grondwater in het oostelijke deel van transect A.

Nitraat is nergens boven de detectiegrens aangetroffen. Dat duidt op zuurstofloze condities, waarbij ammonium, dat bij afbraak van organische stof gevormd wordt, niet tot nitraat wordt geoxideerd. De ammoniumconcentratie varieert sterk tussen monsters. In de meeste gevallen is ze lager dan 25 µmol/l (~ 0,5 mg/l), maar in een aantal raaien zijn uitschieters tot boven 100 en zelfs boven 200 µmol/l aangetroffen. Dergelijke zeer hoge waarden zijn meestal gecombineerd met hoge totaal-fosforgehalten. In transect B is het meest variatie in ammonium en totaal-fosfor

gemeten. De gehalten aan totaal-fosfor liggen over het algemeen onder 10 $\mu\text{mol/l}$ (\sim 0,3 mg/l), maar lokaal zijn op geringe diepte hoge waarden gemeten tot boven 100 $\mu\text{mol/l}$.

Over het algemeen zijn de ijzergehalten in het porievocht vrij laag, rond 10 $\mu\text{mol/l}$ (\sim 0,6 mg/l), maar in transect C zijn dubbel zo hoge waarden gemeten. Ook de calciumgehalten zijn laag, tot 300 $\mu\text{mol/l}$ (\sim 12 mg/l), met één forse uitschieter van ruim 5.000 $\mu\text{mol/l}$ (\sim 200 mg/l) op 90 – 120 cm diepte in raai A. In dit monster is ook een hoog gehalte zwavel aangetroffen (575 $\mu\text{mol/l}$, \sim 18 mg/l), maar afgezien van deze uitschieter bevat het poriewater minder dan 60 $\mu\text{mol/l}$ (\sim 2 mg/l) zwavel. Chloride is met gehalten onder 100 $\mu\text{mol/l}$ (\sim 3,5 mg/l) nauwelijks aangetroffen.



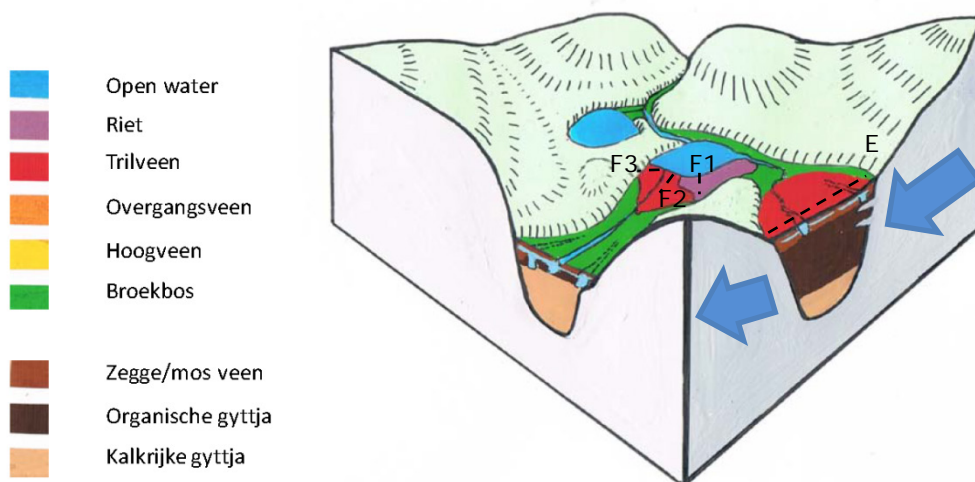
Figuur 3.44. Variatie van pH, buffercapaciteit (alkalinity) en concentraties totaal-fosfor, ammonium, totaal-zwavel, ijzer-totaal, calcium en chloride in bodemvocht. Staven geven de gemiddelde waarde weer per diepteklasse en per transect, foutbalken geven de standaardafwijking weer. Variation in pH, alkalinity and concentrations of total phosphorous, ammonium, total sulfur, total iron, calcium and chloride in soil pore water. Bars represent averages per soil depth class and transect. Errorbars represent standard errors.

3.3.3 Beschrijving studiegebied Bukowo

Vegetatie en landschap

In Bukowo zijn twee valleien bestudeerd, waarvan één volledig dicht is gegroeid met veen (transect E in figuur 3.45), en één met een meer waarlangs kraggeverlanding optreedt (F-transecten).

Het transect E, in de zijvallei, loopt grofweg van zuid naar noord over het veen, van minerale flank tot minerale flank. Aan de zuidelijke rand bestaat de vegetatie uit een elzenbroekbos van ca. 20 m breed, gevolgd door een 5 m brede zone met Pluimzeggehorsten waartussen water stroomt. Daarna volgt een trilveenachtige vegetatie, met veel verschillende mossen zoals Reuzepuntmos, Groen schorpioenmos en Gewoon puntmos en verspreid Schansmos (*Helodium blandowii*), Parapluitjesmos (*Marchantia polymorpha*) en Harlekijnmos (*Paludella squarrosa*). Deze trilveen typerende mossen komen gezamenlijk voor met de veenmossen Glanzend veenmos (*Sphagnum subnitens*) en Sparrig veenmos. Op dit door mossen gedomineerde trilveen staat veel Moerasvaren, Ruwe bies (*Schoenoplectus tabernaemontani*) en Ronde zegge. Verspreid over het veen staan veel individuen van Moeraswespenorchis (*Epipactis palustris*) en her en der Groenknolorchis (*Liparis loeselii*), maar ook pluimzeggehorsten, kale plekken met wat Moeraszoutgras (*Trichlochin palustre*) en her en der een kleine els. Middenin het veen is een restant van een plasje herkenbaar aan een bosje Ruwe bies en op $\frac{3}{4}$ van het veen loopt een slootje. Tussen het slootje en de noordelijke rand staat weer trilveen, en langs de rand staan wilgen.



Figuur 3.45 . Schematische weergave van Bukowo met rechts de zijvallei met raai E en het meer in het midden. Op het veen is de vegetatiezonering weergegeven met kleuren (hoogveen en overgangsveen ontbreken in Bukowo) (afbeelding door A.P. Grootjans). De ligging van de transecten is globaal aangegeven met stippellijnen, de blauwe pijl geeft de overheersende stroomrichting van het grondwater weer. Schematic representation of Bukowo with the side valley with transect E on the right and the lake in the center. Vegetation zonation in the mire is indicated with colors (drawing by A.P. Grootjans). The position of the transects is indicated globally with dashed lines, the blue arrow indicates the main direction of groundwater flow.



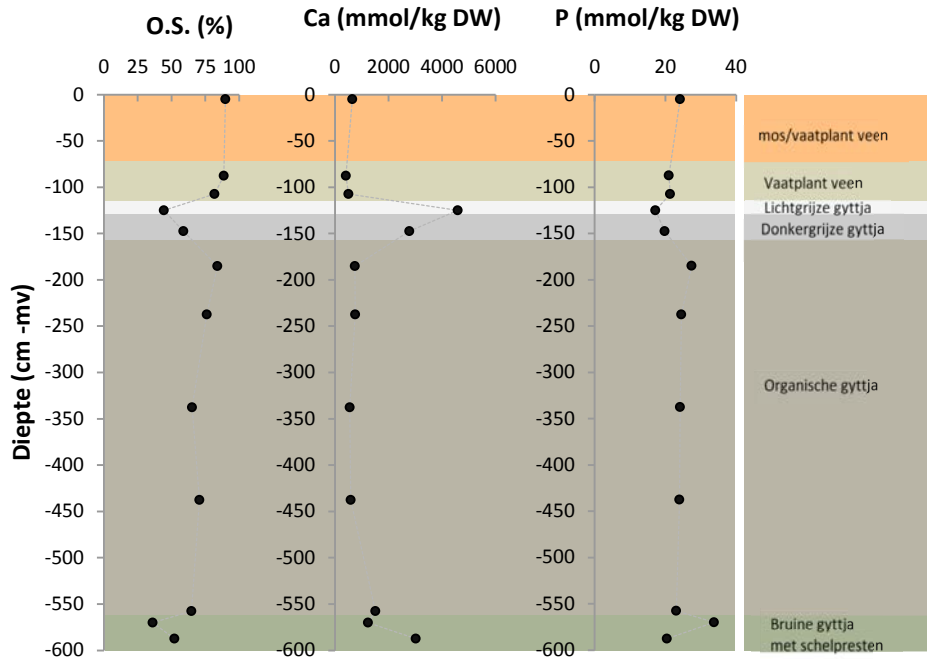
Figuur 3.46. Enkele foto's van het gebied Bukowo, foto's door G. van Dijk. A photographic impression of Bukowo (photo's G. van Dijk).

Langs het meer zijn drie transecten loodrecht op de oever van het meer geplaatst en bemonsterd: F1 t/m F3 in figuur 3.40. Hiervan ligt F1 in het rietland en liggen F2 en F3 in een lage vegetatie ('trilveen' in figuur 3.45). Deze transecten liggen op een op veel plaatsen nauwelijks begaanbare kragge, die langs de oever zeer dun wordt. Daardoor lijkt de verlanding hier sneller te verlopen dan in Konotop.

De verlandende vegetatie in het 'trilveen' (transect F2 en F3) bestond hoofdzakelijk uit Moerasvaren, Ruwe bies, Ronde zegge, Klein blaasjeskruid en Blauw glikkruid (*Scutellaria galericulata*). Verder zijn Reuzepuntmos (*Calliergon giganteum*), Gewoon puntmos en lokaal Groen schorpioenmos (*Scorpidium cossonii*) en Sparrig veenmos aanwezig. Verder vanaf de oever op het veen staat veel Moerasvaren en verspreid Ruwe bies, Ronde zegge en Pluimzegge. Tevens staan over het hele veen verspreid Gewoon kransblad en hier en daar Plat-, Klein- en Groot blaasjeskruid (*Utricularia intermedia*, *U. minor* en *U. vulgaris*). Aan de zuidelijke oever is een grote zone met abundant Riet. In dit rietland groeit ondermeer Gewoon kransblad (*Chara vulgaris*), Ronde zegge en Groen schorpioenmos. De aquatische vegetatie in het meer in Bukowo wordt gedomineerd door Gewoon kransblad.

Veenopbouw

Middenin de zijvallei in transect E is de kragge ongeveer 110 cm dik en kalkarm (figuur 3.47). De bovenste 75 cm bestaat uit resten van mos en vaatplanten. Daaronder volgt een 35 cm dikke laag bestaand uit resten van vaatplanten. Dan komt eerst 10 cm lichtgrijze gyttja, gevolgd door donkerdere gyttja tot een diepte van 160 cm -mv. Die blijkt kalk te bevatten. Daarna volgt organische gyttja, die vanaf ca. 250 cm -mv weer kalkarm is. Deze organische gyttja zet zich voort tot een diepte van ruim 550 cm -mv, en wordt gevolgd door een lichtere laag met schelpresten. De gyttja-lagen in transect E blijken veel meer fosfaat te bevatten dan die in Konotop.



Figuur 3.47. Een diepteprofiel van het veen, middenin het trilveen bij transect E in de zijvallei van Bukowo. Op de y-as staat de diepte in cm beneden maaiveld en op de x-as het % organische stof, totale calciumconcentratie (in mmol/kg DW) en de totale fosforconcentratie (in mmol/kg DW). Kleuren geven bodemtypes weer.

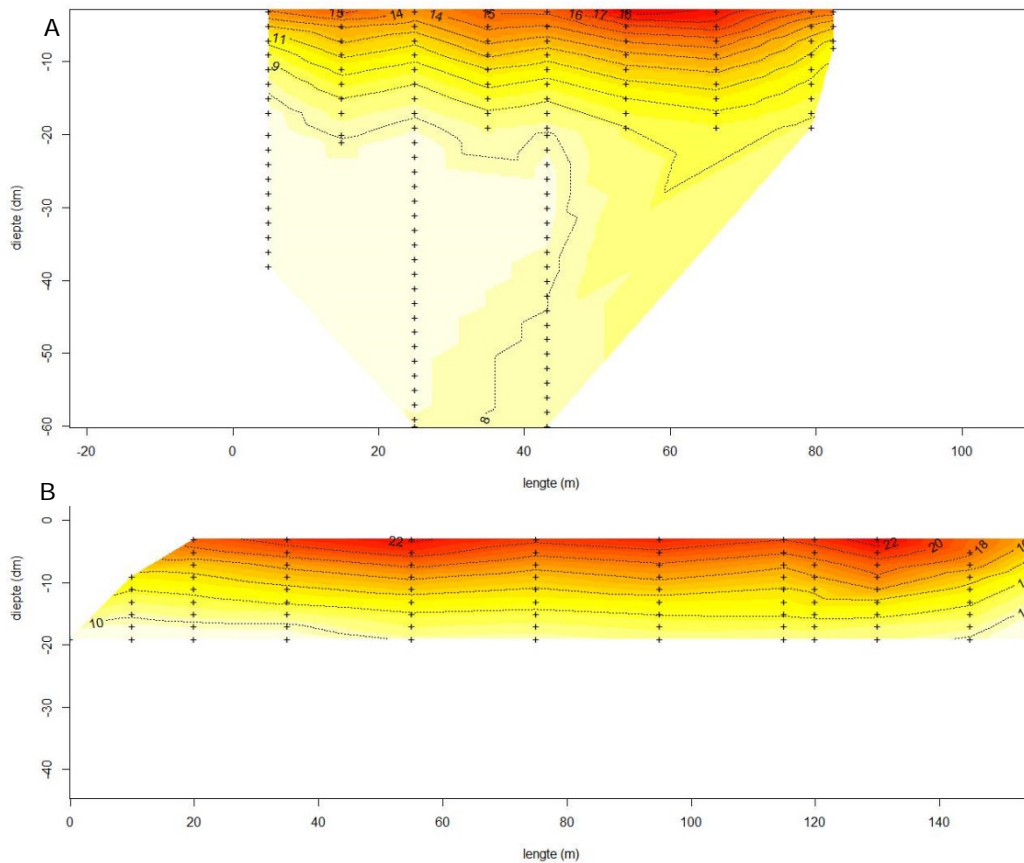
A depth-profile of the peat layer in the center of the mire (transect E). The y-axis shows depth in meters below surface level. The x-axis shows % organic matter, total calcium concentration (mmol/kg DW) and total phosphorous content (mmol/kg DW).

De dikte van de gyttja-lagen duidt er op dat het veen gedurende eeuwen een meer was, dat zich eerst heeft gevuld met meerafzettingen (gyttja). Pas daarna lijkt een kragge met vaatplanten en later ook mossen tot ontwikkeling te zijn gekomen. De kalkrijkdom van enkele gyttja-lagen duidt er op dat het meertje in het verleden werd gevoed door kalkrijk grondwater.

Langs het meer lijkt een proces van kraggeverlanding in volle gang, getuige de dunne kragge. In het meertje en onder de kragge zijn kalkrijke meersedimenten afgezet. Het transect met Riet (F1) ligt waarschijnlijk op een dikker deel van de kragge dan de trilveentransecten (F2 en F3).

Hydrologie en ionenlast

Figuur 3.48 laat de resultaten van de temperatuurmetingen zien in de bodem van transect E en van het EGV/T-transect haaks op transect F1 en F2 (blauwe stippellijn in figuur 3.45). In transect E (figuur 3.48A) neemt de temperatuur vooral aan de zuidkant van het transect (links in 3.48) af met de diepte. Hier neemt ze af tot 7,2°C op 3,25 m diepte, waarna de temperatuur weer oploopt. Verder naar het midden van het veen wordt de minimale temperatuur op dezelfde diepte bereikt, maar richting het centrum van het veen wordt de minimale temperatuur op grotere diepte gemeten. De temperatuur daalt ook hier tot onder de jaargemiddelde temperatuur (ca. 8,5 °C, Worldbank 2015), wat duidt op winterinvloed in een lokaal hydrologisch systeem. De temperatuurlijnen lopen af richting het noorden (rechts in 3.48), wat duidt op stroming van zuid naar noord door het veen. In de Pluimzegge-zone (op 23 m) en in het vrijwel dichtgegroeide plasje (op 43 m) duidt opwaartse vervorming van het patroon op opwaartse grondwaterstroming (kwel).



Figuur 3.48. Temperatuurvariatie in de bodem in Bukowo. Op de x-as de afstand vanaf de zuidelijke minerale flank in m, op de y-as de diepte beneden maaiveld in dm. A: Geïnterpoleerd temperatuurprofiel (°C) tot 6 m diepte langs transect E. B: Geïnterpoleerd temperatuurprofiel (°C) tot 2 m diepte langs het meer. Temperature variation in the soil Bukowo. Distance (m) from the southern valley border on the x-axis, depth below surface (dm) on the y-axis. A: Interpolated temperature profile (°C) up to 6 m depth for transect E. B: Interpolated temperature profile (°C) up to 2 m depth along the lake.

Tot 1 à 1,5 m diepte zijn EGV-waarden gemeten tussen 300 en 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, terwijl de EGV uit prikstokmetingen en in poriewatermonsters vanaf ca. 2 m diepte oploopt tot ca. 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dit duidt op menging van mineralenrijk grondwater met neerslagwater in de bovenste laag van het veen. Hierbij speelt mee dat het in de dagen voor de metingen werden verricht flink had geregend.

Het temperatuurpatroon in de kragge langs het meer (figuur 3.48B) geeft niet duidelijk zuid-noord gerichte grondwaterstroming aan, zoals in transect E het geval was. Temperatuurmetingen langs de transecten F1 t/m F3 (niet getoond) suggereren dat toestromend grondwater vanuit de zuidelijke, westelijke en noordelijke randen van invloed is. Dit zal tenminste voor een deel gaan om het water dat uit de beide zijvalleien komt. Op basis van EGV-metingen (niet getoond) blijkt ook in de dunne kragge rond het meer menging van mineralenrijk en mineralenarm water op te treden. Onder de kragge lopen de EGV-waarden snel op tot waarden rond 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en hoger. In ieder geval bij die hoogste waarden speelt waarschijnlijk ook beïnvloeding van de meting door kalkrijke meersedimenten (gyttja) een rol.

Standplaatscondities

Porievochtconcentraties in Bukowo zijn weergegeven in figuur 3.43. In vergelijking met het gebied Konotop is het gebied Bukowo veel rijker aan basische kationen. In beide bemonsterde transecten is de pH van het bodemporiewater dan ook hoger dan in Konotop; tussen de 7 en 8 (figuur 3.44). Ook de buffercapaciteit is aanzienlijk hoger

(4 – 5 meq/l). In de trilveenzone langs de noordwestelijke oever werden de hoogste concentraties basische kationen gemeten.

In Bukowo lagen de nitraatconcentraties onder de detectiegrens. Ook de ammoniumconcentraties zijn over het algemeen laag, zo rond 25 µmol/l (~0,5 mg/l), maar in transect E zijn lokaal hogere waarden gemeten. Het fosforgehalte in het porievocht is laag, met waarden onder 10 µmol/l (~0,3 mg/l). Net als in Konotop zijn de ijzerconcentraties meestal laag, onder 10 µmol/l (~0,5 mg/l), maar in de F-raaien zijn lokaal hogere concentraties aangetroffen op 90 – 120 cm diepte.

Twee opvallende verschillen met Konotop betreffen de calciumgehalten, en in transect E ook het zwavelgehalte. De calciumconcentraties in transect E en de F-transecten zijn met gemiddelde waarden van 1.500 – 1.900 µmol/l (60 – 75 mg/l) aanzienlijk hoger dan in Konotop. Dieper in de bodem loopt de calciumconcentratie verder op, tot ca. 3.000 µmol/l (~ 120 mg/l). Konotop is dus een kalkrijk gebied.

In Bukowo transect E is relatief veel zwavel aangetroffen, vooral in de monsters tot 90 cm diepte. Hier zijn zwavelconcentraties gemeten van ca. 150 – 550 µmol/l (~ 5 – 18 mg/l). De zwavelconcentratie varieert aanzienlijk tussen de monsters, maar ze zijn steeds hoger dan in de F-transecten en in Konotop. De herkomst van dit zwavel is onduidelijk.

3.3.4 Conclusies & vergelijking met Nederlandse situatie

Tijdens het referentieonderzoek in Polen is binnen het onderzoek verhoudingsgewijs meer aandacht besteed aan het landschapsecologisch functioneren van de twee bestudeerde gebieden in vergelijking met het onderzoek in Nederlandse gebieden wat zich meer gericht heeft op een kleinere schaal van de verlandingszone en oevers zelf. De reden hiervoor was dat in Polen landschapsecologische en ecohydrologische kennis grotendeels ontbrak terwijl dit van de Nederlandse gebieden vaak reeds beschikbaar was.

In Nederland gaat het vaak om verlanding in ondiepe petgaten en in de referentiegebieden in Polen om verlanding in diepe meren die reeds grotendeels gevuld zijn met gyttja. In hoeverre de aanwezigheid van gyttja in de Poolse referentielocaties de (snelheid van) verlanding beïnvloedt, is onbekend. In beide onderzochte systemen is de veenlaag op de gyttja ruim 1 m dik. Dat suggereert dat verlanding door middel van veenvorming pas op gang kwam toen het meer nog slechts ruim 1 m diep was. Dat kan betekenen dat Nederlandse petgaten die veel dieper zijn dan 1 m, eerst ondieper moeten worden door ophoping van gyttja (of slib), voordat de verlanding op gang kan komen.

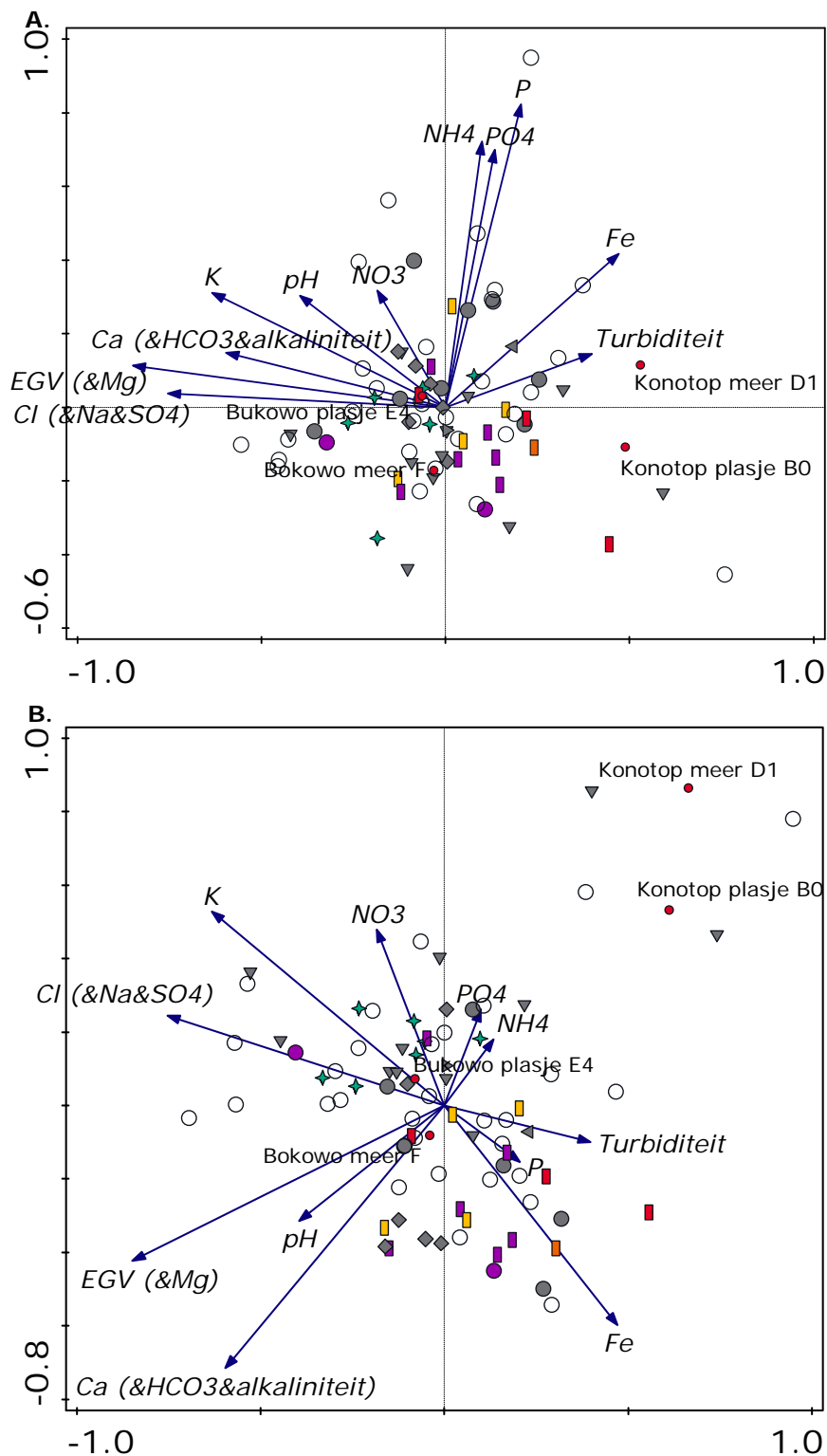
Samenvattend zijn tijdens het referentieonderzoek in Polen twee onderling verschillende gebieden met verlanding onderzocht, die als referentie kunnen dienen voor de Nederlandse situatie. In het gebied Bukowo betreft het een mineraalrijke situatie met trilveenvegetatie op een actieve kraggeverlanding vanuit open water. Deze kragge blijft op enkele tientallen meters uit de oever minerotroof. Ook in de volledig met veen dichtgegroeide zijvallei is het veen nog minerotroof dankzij de invloed van kalkrijk grondwater, die tot aan het maaiveld reikt. In het gebied Konotop is het veen veel armer aan mineralen, is de invloed van regenwater groter en lijkt de verlanding vanuit open water langzamer te gaan. Op korte afstand van de oever krijgt de vegetatie hier snel een hoogveenachtige karakter.

Ondanks dat er in Polen enkele planten- en mossoorten aanwezig waren die in Nederland erg zeldzaam zijn en niet of nauwelijks op de onderzochte Nederlandse verlandingsvegetaties zijn aangetroffen, wordt de verlanding in de twee Poolse gebieden voornamelijk veroorzaakt door soorten die ook in Nederland voorkomen. In het mineraalrijkere gebied Bukowo betroffen dit vooral Moerasvaren, Ruwe bies en Riet. In het mineraalarme gebied Konotop betroffen dit vooral Kleine lisdodde, Moerasvaren, Snavelzegge en Riet.

Bukowo lijkt sneller te verlanden dan Konotop, zodat Bukowo een geschiktere referentie lijkt voor herstel van snelle verlanding in de Nederlandse situatie. Bovendien leidt de verlanding in Bukowo ook tot trilveenvorming, maar in Konotop niet. De beperkte hoeveelheid gegevens die binnen deze studie is verzameld, geeft geen eenduidige verklaring voor het verschil in verlandingsnelheid. Mogelijke verklaringen zijn verschillen in de chemische samenstelling van het oppervlaktewater of van het grondwater, of verschillen in kweldruk, maar ook de ligging, diepte en de oppervlakte van het meer. In Konotop was het meer veel groter dan in Bukowo, waardoor de verlandingsvegetatie in Konotop mogelijk aan een grotere golfslagwerking blootstaat.

In figuur 3.49 en 3.50 wordt de samenstelling van het oppervlakte- en grondwater in Konotop en Bukowo vergeleken met die van de monsters uit de vergelijkende veldstudie in Nederland (paragraaf 3.1).

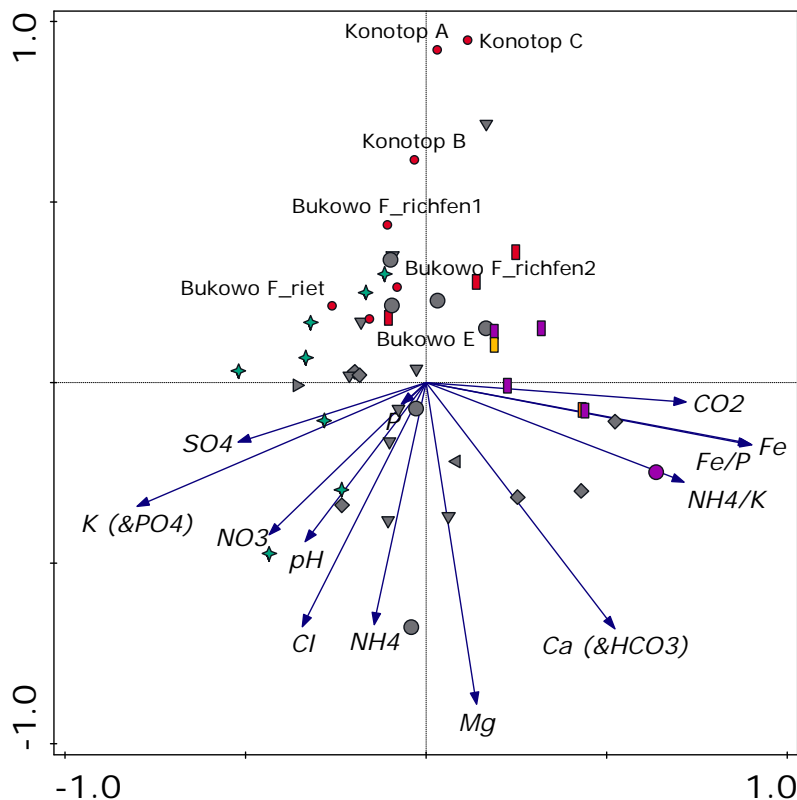
In figuur 3.49 zijn twee oppervlaktewatermonsters uit Konotop en twee uit Bukowo geplaatst in het PCA-assenstelsel van de Nederlandse oppervlaktewatermonsters (figuren 3.13 en 3.14). Van beide gebieden is een monster uit het meer(tje) en één van een klein plasje in het veen weergegeven. Figuur 3.49A plaatst de Poolse watermonsters ten opzichte van de PCA-assen 1 en 2. As 1 wordt vooral door de macro-ionen en totale ionenlast bepaald; as 2 door nutriënten. Figuur 3.49B plaatst de Poolse monsters ten opzichte van de PCA-assen 1 en 3. As 1 is hier vooral gecorreleerd aan chloride en kalium, as 2 aan grondwaterinvloed.



Figuur 3.49. Oppervlaktewatermonsters uit Bukowo en Konotop geplaatst in het PCA-assenstelsel van waterkwaliteit uit het vergelijkende veldonderzoek in Nederland. A. Plaatsing ten opzichte van as 1 en 2. B. Plaatsing ten opzichte van as 1 en 3. Placement of surface water samples from Bukowo and Konotop in the PCA-axes from the comparative field investigation in the Netherlands. A. Placement in axes 1 and 2. B. placement in axes 1 and 3.

In de Poolse monsters zijn de nutriëntengehaltes intermediair tot laag (figuur 3.49A, as 2), met uitzondering van het hoge ammoniumgehalte in het meer van Konotop. Doordat Konotop arm is aan ionen wordt het rechts op as 1 geplaatst. Bukowo is intermediair op deze as, ondanks hoge calcium en bicarbonaat-concentraties. In figuur 3.49 worden de monsters uit Konotop geplaatst in een hoek waar in Nederland alleen vegetaties met Kleine Iisdodde en Moerasvaren zijn aangetroffen. Dat strookt met de vegetatie in Konotop. De monsters uit Bukowo worden ook in deze figuur middenin geplaatst. De calcium-concentraties in Bukowo zijn vrij hoog ten opzichte van de Nederlandse waarden. Het dichtgroeijende plasje in transect E heeft daarnaast ook vrij hoge kalium en ammonium-concentraties.

In figuur 3.50 is de gemiddelde samenstelling van het poriewater in de bovenste 30 cm van de kragge vergeleken met de samenstelling van het poriewater in kragges uit vergelijkende veldonderzoek in Nederland. De waarden voor Konotop liggen helemaal bovenin het assenstelsel, als gevolg van de lage pH en lage concentraties calcium, magnesium en chloride. Uit de figuur blijkt niet dat de ammoniumconcentraties ook hoog zijn ten opzichte van die in Nederland. De waarden voor Bukowo liggen links van het midden, doordat ze lage ijzerconcentraties hebben, vergeleken met de Nederlandse monsters. De calciumgehalten zijn hoog in vergelijking met die in Nederland, maar vooral doordat ze ook zeer lage chloridegehalten hebben worden ze boven het midden geplaatst.



Figuur 3.50. Porievochtmonsters uit de bovenste 30 cm veen in Bukowo en Konotop geplaatst in het PCA-assenstelsel van porievochtsamenstelling uit het vergelijkende veldonderzoek in Nederland. Placement of average pore water quality in the top 30 cm of peat in Bukowo and Konotop in the PCA-axes from the comparative field investigation in the Netherlands.

Samenvattend worden de monsters uit het mineralenarme Konotop aan de rand van de Nederlandse puntenwolk geplaatst, maar de monsters uit Bukowo worden middenin de puntenwolk geplaatst. De monsters uit Konotop worden geplaatst in de buurt van vegetaties met Kleine lisdodde en Moerasvaren, die in Polen ook zijn aangetroffen als jonge verlanders. De monsters uit Bukowo worden niet duidelijk nabij één van de Nederlandse vegetaties geplaatst, mede doordat deze niet duidelijk uiteenvallen in de PCA's.

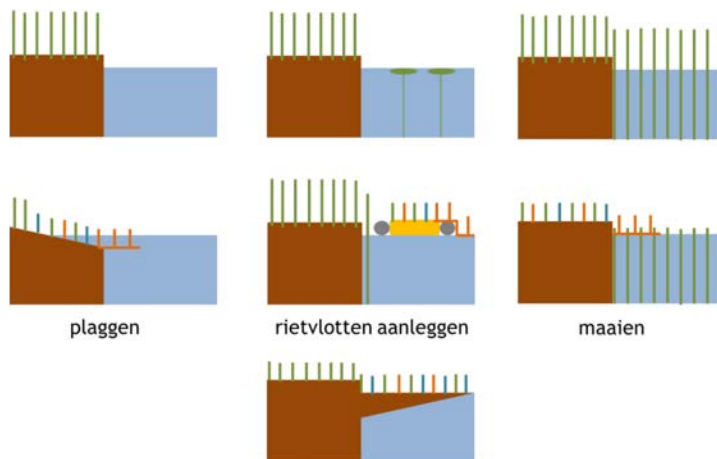
Ten opzichte van de Nederlandse situatie zijn de Poolse venen intermediair tot voedselarm, met name ten aanzien van de fosforconcentraties. De biomassa-productie van vaatplanten in de vegetaties van beide referentiegebieden valt echter wel binnen de spreiding van de Nederlandse locaties. Hierbij valt op dat de biomassa-productie in het mineraalarme gebied Konotop beduidend hoger was dan in de mineraalrijkere locatie Bukowo. De calciumconcentraties in de Poolse venen zijn vrij hoog, terwijl de ijzerconcentraties aan de lage kant zijn.

Het referentie-onderzoek wijst dus niet op een duidelijk afwijkende situatie ten opzichte van de Nederlandse, maar duidt eens te meer op het belang van lage voedselbeschikbaarheid – vooral ten aanzien van fosfor – en hoge calciumconcentraties. Ook het belang van het ecohydrologische processen en de potentiële invloed hiervan op verlanding naar voren gekomen. In de referentiegebieden was de grondwaterinvloed groter dan in met merendeel van de Nederlandse locaties. In de Nederlandse situatie is de invloed van grondwater vaak sterk gereduceerd in vergelijking met het verleden. De invloed van verhoogde nutriëntenconcentraties en begrazingsdruk zijn in de Nederlandse situatie juist hoger ten opzichte van het verleden en ten opzichte van de referentiegebieden in Polen.

4 Concrete herstelmaatregelen voor verlanding

In dit projectonderdeel is gericht onderzocht of, en welke, nieuwe beheermaatregelen kunnen leiden tot succesvol herstel van de verlanding van petgaten (figuur 4.1). Dit onderzoek is geheel in het Oostelijk Vechtplassengebied uitgevoerd. In overleg met de terrein- en waterbeheerders zijn een aantal geschikte petgaten geselecteerd in de Westbroekse Zodden en de Molenpolder. De gekozen petgaten zijn ook gebruikt voor de correlatieve veldstudie, vanwege koppeling van de deelonderzoeken en logistieke efficiëntie. De veldexperimenten zijn in 2013 deels door een aannemer (Bouwman's Loonbedrijf, Westbroek) en deels door het onderzoeksteam zelf aangelegd.

Bij de onderstaand beschreven veldexperimenten werden verschillende maatregelen getest. Hierbij werd tevens gekeken naar de effecten van begrazing door watervogels door middel van het plaatsen van anti-graaskooien (Bakker 2010; Sarneel *et al.*, 2012). Door de aanwezigheid van rivierkreeften in de onderzoekslocaties is in 2014 besloten ook het aandeel van kreeftenvraat apart te onderzoeken op de plantengroei en -vestiging.



Figuur 4.1. Schematische weergave van de uitgangssituatie (geen actieve verlanding), de beheermaatregelen die onderzocht worden en de uiteindelijke doelsituatie (actieve verlanding). Schematic overview of the initial situation (without active terrestrialisation), the tested measures, and the final goal (active terrestrialisation).

4.1 Experimenteel veldonderzoek inbrengen rietvloten (pilot)

In juni 2013 is een pilot onderzoek gestart (gefinancierd door POP2 subsidie), als voorbereiding op het grote veldexperiment met helofytenvloten binnen het LIFE project *New Life for Dutch Fens* (paragraaf 4.2). Doel hiervan is om op relatief kleine schaal de logistieke mogelijkheden voor het aanbrengen van drijvende matten uit te testen en daarnaast het effect van waterkwaliteit, oeverkwaliteit, aanwezige vegetatie en begrazing door watervogels op de vegetatieontwikkeling te onderzoeken.

4.1.1 Experimentele opzet

Op twee locaties, in de Westbroekse Zodden en de Molenpolder, zijn twee series van 20 rietvloten aangebracht in overleg met de terreinbeheerders (zie kaarten in Bijlage 13). Op 12 juni 2013 zijn de vloten naar de gebieden getransporteerd, waarna ze in de weken daarna op hun plaats zijn gefixeerd met geschilde kastanjehouten palen en manillatouw in een rij langs de oever in bestaande petgaten (figuur 4.2). De constructie is verstevigd door 2 vurenhouten panlatten door de rietbundels te steken met 2 opstaande stukken rondhout aan weerszijden van de rietbundels.

Er zijn twee typen drijflichamen getest: één met PVC-drijvers (doorsnede 12,5 cm) en één met grenenhouten stamdelen (doorsnede ca. 20 cm). De vloten zelf verschillen dus niet tussen deze beide typen. Van ieder type is de helft omgeven door anti-graaskooien (kippengaas), om het effect van begrazing door vooral (water)vogels te kunnen vaststellen. Er zijn jaarlijks vegetatieopnamen gemaakt en stengeldichtheid (bij homogene vegetatie), vegetatiehoogte, bedekkingspercentage, percentage aangevreten stengels, maximale lengte van de langste uitloper en verste stengel vanaf de oever gemeten. Ook werden viermaal per jaar water- en waterbodem-(vocht)monsters genomen die hieraan gekoppeld zijn. De proeven zijn in vijfvoud ingezet ($n = 5$). De PVC-drijvers worden op het eind van het experiment weer verwijderd. Doordat het raster doorloopt tot aan de oever is de ruimte tussen de vloten en de oeverlijn (ca. 1 m) een luwe zone die voor helft wel en voor de helft niet is uitgerasterd. De globale inrichting van een experimentele eenheid staat in figuur 4.3 weergegeven.

Tussen de rietbundels op de vloten is vervolgens een dun laagje organisch materiaal aangebracht (lokale onderwaterbodem) voor de vestiging van helofyten vanuit stekken met wortel. Als soorten zijn de *ecosystem engineers* Kleine lisdodde, Riet, Moerasvaren en Slangenwortel ingeplant, afkomstig uit de Weerribben of de Westbroekse Zodden (5 planten per soort per vlot). Het bodemlaagje is bewust dun gehouden (2-4 cm), zodat er voor de planten wel noodzaak is om zich naar het water uit te breiden, het vlot niet te zwaar werd en het niet eutrofiërend gaat werken. De planten zijn stevig met hun wortels in de rietbundels geplant, zodat ze niet omvallen en zowel over als door het riet heen kunnen groeien (figuur 4.3). Op 12 juni 2013 is begonnen met de aanleg van de rietvloten en op 20 juni waren de vloten volledig ingeplant.

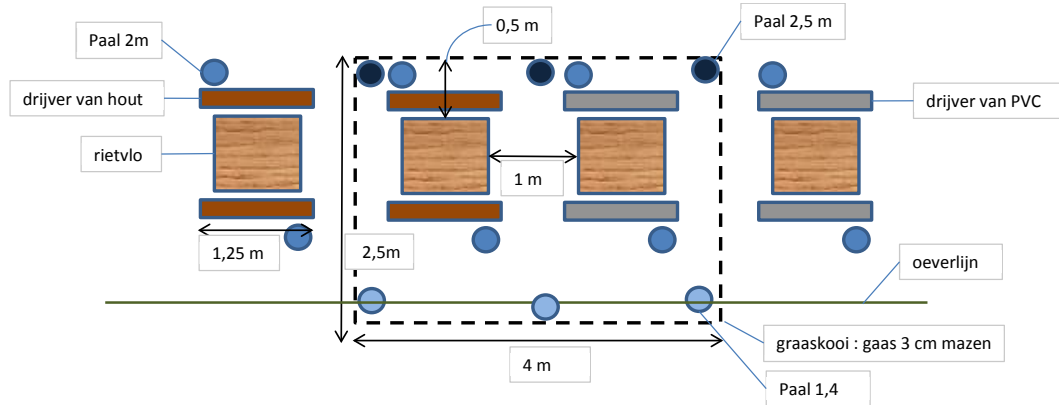
Op 12 juni 2014 zijn er ook plukjes Rood schorpioenmos uitgezet op de vloten, afkomstig uit de Weerribben (figuur 4.4). Uit OBN-onderzoek in de Wieden-Weerribben (Cusell *et al.*, 2013) blijkt dat verlandingsvegetaties van Riet, Kleine lisdodde en Moerasvaren al direct gekoloniseerd worden door veenmossen, en niet door schorpioenmossen. Dit zou te maken kunnen hebben met de gebrekkige dispersie van schorpioenmossen. Per vlot zijn twee pvc ringetjes van 3 cm x 3,5 cm geplaatst, met daarin een plukje Rood schorpioenmos van 5 cm lang (ca. 2 g droge stof).

In 2015 bleek de constructie met de vloten in Molenpolder niet voldoende stevig voor de gehele onderzoeksperiode, en is een groot deel van de vloten gezonken en weg gedreven (figuur 4.2). Daarom is er in 2015 besloten alleen nog te focussen op de vloten die in Westbroek lagen. De resultaten die hieronder worden besproken zijn dan ook allemaal uit Westbroek.

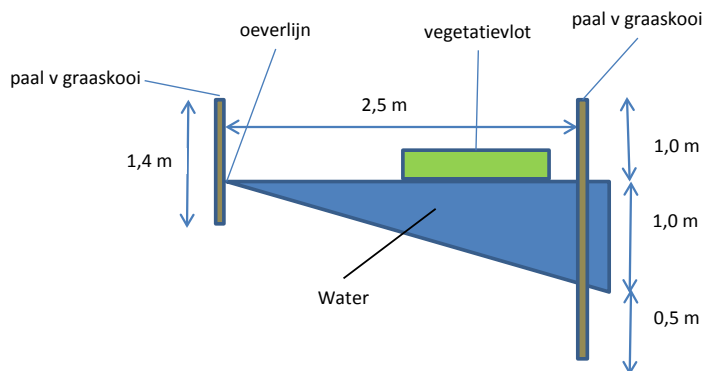


Figuur 4.2. Inplanten van de rietvloten in de Molenpolder (boven) en Westbroek (onder) in 2013 (links), in 2014 (midden) en in 2015 (rechts). Planting the floating reed-rafts in Molenpolder (upper) and Westbroek (lower), in 2013 (left), in 2014 (middle), and in 2015 (right).

Bovenaanzicht



Zij-aanzicht



Figuur 4.3. Schematische weergave van het boven- en zij-aanzicht van een experimentele eenheid van 4 rietvloten met tussenruimtes, 2 typen drijvers en anti-graaskooien. Schematic overview of an experimental unit of 4 floating reed-rafts with surrounding space, 2 floating device types, and cages to prevent grazing.



Figuur 4.4. Rood schorpioenmos in een pvc ringetje op een vlot met pvc drijver in oktober 2014 (Foto: J. Geurts). Scorpidium scorpioides in a pvc ring planted on a reed-raft containing a pvc floating device, October 2014 (photo: J. Geurts).

4.1.2 Monitoring

De experimenten zijn diverse keren bemonsterd in 2014 (in Molenpolder en Westbroek) en 2015 (alleen in Westbroek), door watermonsters te nemen naast en onder de rietvloten en porievochtmonsters te verzamelen in de organische mat met Rhizon bodemvochtsamplers (mengmonster van 3 subsamples). Het risico is namelijk dat de nutriëntenbeschikbaarheid voor de ingezette vegetatie te laag is ('hydrocultuur') voor een goede ontwikkeling, aangezien er nog geen strooisel/veenlaag gevormd is waarin mineralisatie kan plaatsvinden. Deze metingen geven dus belangrijk extra inzicht in de haalbaarheid van het inzetten van rietmatten in laagvenen in relatie tot de waterkwaliteit. Daarnaast zijn vegetatieopnamen uitgevoerd en/of groeimetingen gedaan (semi-kwantitatief).

Door 5 replica's van elk vlottype te testen, kunnen statistisch goede uitspraken gedaan worden omtrent het effect dat elk vlottype heeft op de groei van *ecosystem engineers* en dus op de initiële verlanding. Hierbij kan vastgesteld worden of, hoe snel en op welke locatie verlanding kan optreden vanuit rietvloten, wat het effect is van begrazing op de initiële verlanding en welk vlottype het beste gebruikt kan worden bij opschaling van deze maatregel. De data werden statistisch getest door middel van 2-weg ANOVA's. Hiervoor werd versie 20 van het statistiek programma IBM SPSS gebruikt.

4.1.3 Resultaten abiotiek

De fosfor (P) concentraties in het oppervlaktewater in beide petgaten (Westbroek en Molenpolder) zijn vrij laag: 0,6–1,0 $\mu\text{mol/l}$ (19–31 $\mu\text{g P/l}$). De fosfaat (PO_4) concentraties in het oppervlaktewater zijn nog lager: 0–0,5 $\mu\text{mol/l}$ (0–15 $\mu\text{g P/l}$). In Westbroek neemt onder de vloten de P-concentratie wel toe in de tijd (tot 3 $\mu\text{mol/l}$) omdat dit petgat ondieper is. Hierdoor neemt de zuurstofbeschikbaarheid onder de vloten af en neemt de P-nalevering vanuit de waterbodem toe. Ook de ammonium- (NH_4) concentraties nemen hier in de tijd toe (tot max. 180 $\mu\text{mol/l}$). De buffercapaciteit van het water ligt een stuk hoger in Westbroek, omdat hier meer kwelinvloed is: rond de 4 meq/l in Westbroek tegenover 2 meq/l in de Molenpolder. Dit uit zich ook in hogere bicarbonaat- (HCO_3) en calcium- (Ca) concentraties in Westbroek. Van de ene kant is deze kwelinvloed positief voor het optreden van verlanding en de buffering van trilvenen, maar van de andere kant kan een te hoge buffercapaciteit een negatief effect hebben omdat afbraakprocessen gestimuleerd kunnen worden. Bij de huidige concentraties van 2–4 meq/l zal dit negatieve effect waarschijnlijk geen dominante rol spelen. Sulfaat- (SO_4) concentraties zijn laag en dalen verder in de tijd, in de Molenpolder onder de 100 $\mu\text{mol/l}$ en in Westbroek onder de 50 $\mu\text{mol/l}$ (resp. 9,6 en 4,8 mg/l). Verder is het water vrij troebel (5–15 ppm) in beide petgaten en komen er nauwelijks waterplanten voor. In het bodemlaagje tussen de rietbundels werden ook relatief lage nutriëntenconcentraties gemeten ($\text{P} < 10 \mu\text{mol/l}$; $\text{NH}_4 < 30 \mu\text{mol/l}$), met uitzondering van enkele piekconcentraties van 25 $\mu\text{mol/l}$ P en 100 $\mu\text{mol/l}$ NH_4 op vlotjes buiten de kooi in Molenpolder. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door vogelpoep. Het opgebrachte bodemlaagje in Molenpolder is organischer, voedselrijker (4x meer NH_4 - en hogere Olsen-P-concentraties) en ook wateriger, waardoor er waarschijnlijk meer is weggespoeld door regen. Daarnaast zijn de ijzer- (Fe) concentraties in het bodemvocht meer dan 2 keer zo hoog in Westbroek, waardoor PO_4 hier minder makkelijk oplost.

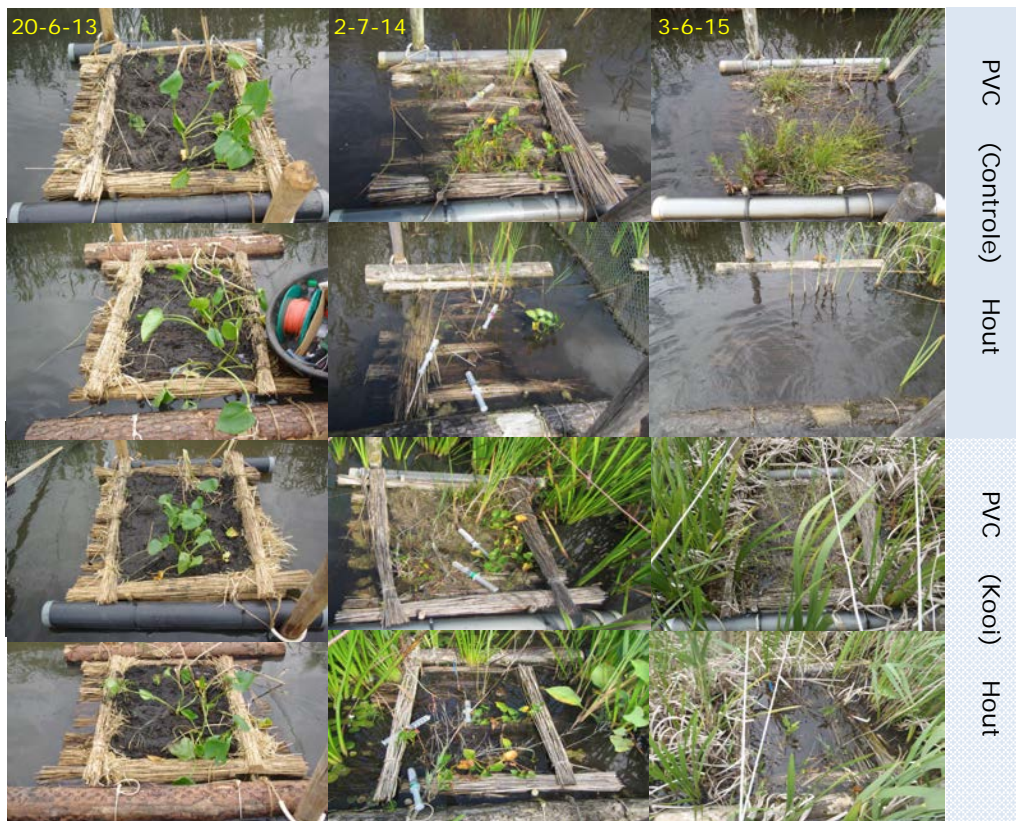
4.1.4 Resultaten vegetatieontwikkeling

Vlotten op hout vs. PVC drijvers

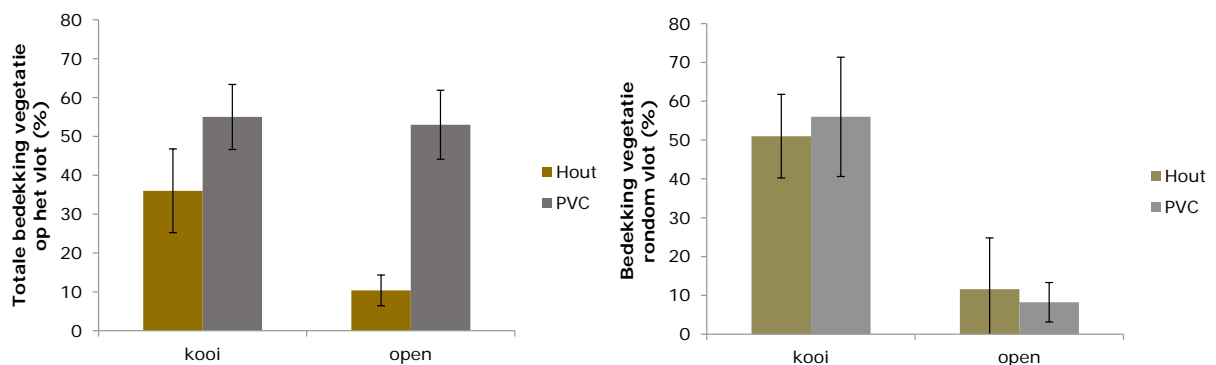
De vloten met houten drijvers lagen in 2015 binnen de anti-graaskooien gemiddeld -5 cm onder het wateroppervlakte en -7 cm onder het wateroppervlakte buiten de kooien, terwijl de pvc drijvers gemiddeld 0,6 cm (binnen de kooien) en 0,2 cm (buiten de kooien) boven water lagen. Hierdoor was er op de vloten met houten drijvers dus regelmatig of continue een laag oppervlaktewater aanwezig, terwijl dit op de vloten met PVC drijvers veel minder het geval was (figuur 4.5). Op de laaggelegen vloten met houten drijvers was de vegetatiebedekking significant lager dan op de hoger gelegen vloten met PVC drijvers, met name buiten de kooien (figuur 4.6; links). Ook het aantal gevestigde soorten op de vloten met houten drijvers (gemiddeld 8 soorten) was de helft van het aantal op de vloten met PVC drijvers (gemiddeld 19 soorten). Tussen het vlottype (met hout of PVC drijvers) en het effect van de kooien werd dan ook een significante interactie ($p < 0,001$) gevonden, wat wil zeggen dat de relatieve vegetatiebedekking op de vloten afhankelijk is van zowel het type drijver als van de al dan niet aanwezige graasdruk. De belangrijkste bedekkers op de vloten met houten drijvers waren Slangenwortel (*Calla palustris*), Kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*), en in iets mindere mate ook Snavelzegge (*Carex rostrata*), Grote en kleine lisdodde (*Typha latifolia* & *T. angustifolia*) en Riet (*Phragmites australis*). Op de vloten met PVC drijvers die hoger in het water lagen was de bedekking hoger, en werd vooral gedomineerd door o.a. Zomprus (*Juncus articulatus*), Veenknikmos (*Bryum pseudotriquetrum*), Pluimzegge en Hoge cyperzegge (*Carex paniculata* & *C. pseudocyperus*). Op alle vloten met PVC drijvers had zich bovendien een moslaag ontwikkeld (gemiddeld 22% bedekking), terwijl mossen nagenoeg afwezig waren op de vloten met houten drijvers. Er werden ook hoge bedekkingen tot ca. 30% van Kranswieren (*Chara* spp.) behaald, die zich alleen vestigden wanneer er sprake was van een helder en klein waterlaagje op de vloten, vooral binnen de kooien.

Effecten van de anti-graaskooien

Aan het einde van het groeiseizoen (augustus/september 2015) was de totale vegetatiebedekking vooral hoog op de vloten met PVC drijvers (figuur 4.6; links). Bij de vloten met PVC drijvers is de bedekking nagenoeg gelijk, ongeacht of dit binnen of buiten de anti-graaskooien was. Bij de vloten met houten drijvers is echter wel een duidelijk lagere bedekking buiten de kooi te zien. Dit verschil is ook te zien in de lage, of vrijwel afwezige bedekking van vegetatie rondom de vloten buiten de anti-graaskooien (figuur 4.6; rechts). Binnen de kooien, daarentegen, was de vegetatie in het water rondom de vloten vrijwel geheel gedomineerd door helofyten, met name Grote egelskop (figuur 4.7). Dit kooieffect op de vegetatiebedekking rondom de vloten was significant ($p < 0,001$) aanwezig. Er werden graassporen aangetroffen buiten de kooien aan Zomprus en verschillende Zegges (figuur 4.8). Begrazing door watervogels lijkt in Westbroek een rol te spelen in de vestiging en overleving van helofyten in het open water. Het lijkt er echter op dat de PVC drijver een positieve invloed heeft gehad tegen deze begrazing, omdat hier de bedekking van de vegetatie hoog bleef zonder de bescherming van de anti-graaskooi. Hetzelfde resultaat was in 2014 ook te zien. Mogelijk zorgt de PVC drijver ervoor dat de grazers minder makkelijk bij de vegetatie kunnen komen door het gladdere materiaal, of omdat de vloten relatief hoger in het water blijven liggen (de vloten met houten drijvers lagen onder water). Plas-dras situaties zijn voor vogels vaak aantrekkelijkere omstandigheden om te fourageren dan drogere condities. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat begrazing toch niet de grootste bottleneck is buiten de kooien, maar dat dit de diepte van het water, en de vat die wind of stroming op de vestiging van planten heeft, is. Mogelijk bieden de relatief ondiepe vloten met PVC drijvers net de juiste waterdiepte en gunstigere omstandigheden (en binnen de kooien de meer luwe condities en mogelijke ophoping van organisch materiaal rondom de vloten) voor de vegetatie om zich te vestigen.



Figuur 4.5. Ontwikkeling van de vegetatie en diepteligging van de rietvloten in Westbroek gedurende de onderzoeksperiode 2013-2015 (Foto's: J. Geurts). *Vegetation development and depth of the floating reed-rafts in Westbroek from 2013-2015.*



Figuur 4.6. De relatieve vegetatiebedekking op de vloten (links) en rondom de vloten (rechts) binnen de anti-graaskooien (kooi) en erbuiten (open) in Westbroek in 2015. *Relative vegetation cover on the floating reed-rafts (left) and surrounding the floating devices (right) within ('kooi') and outside ('open') the anti-graze areas in Westbroek in 2015.*



Figuur 4.7. In de anti-graaskooien heeft zich een uitgebreide helofytenvegetatie rondom de vlotten kunnen vestigen. A large helophyte vegetation has expanded and established in the anti-graze cages surrounding the floating rafts.



Figuur 4.8. Afgegraasde Zomprus en Zegges op een van de vlotten buiten de kooien. Jointed Rush and Carex spp. that have been grazed on one of the floating rafts outside the anti-graze cages.

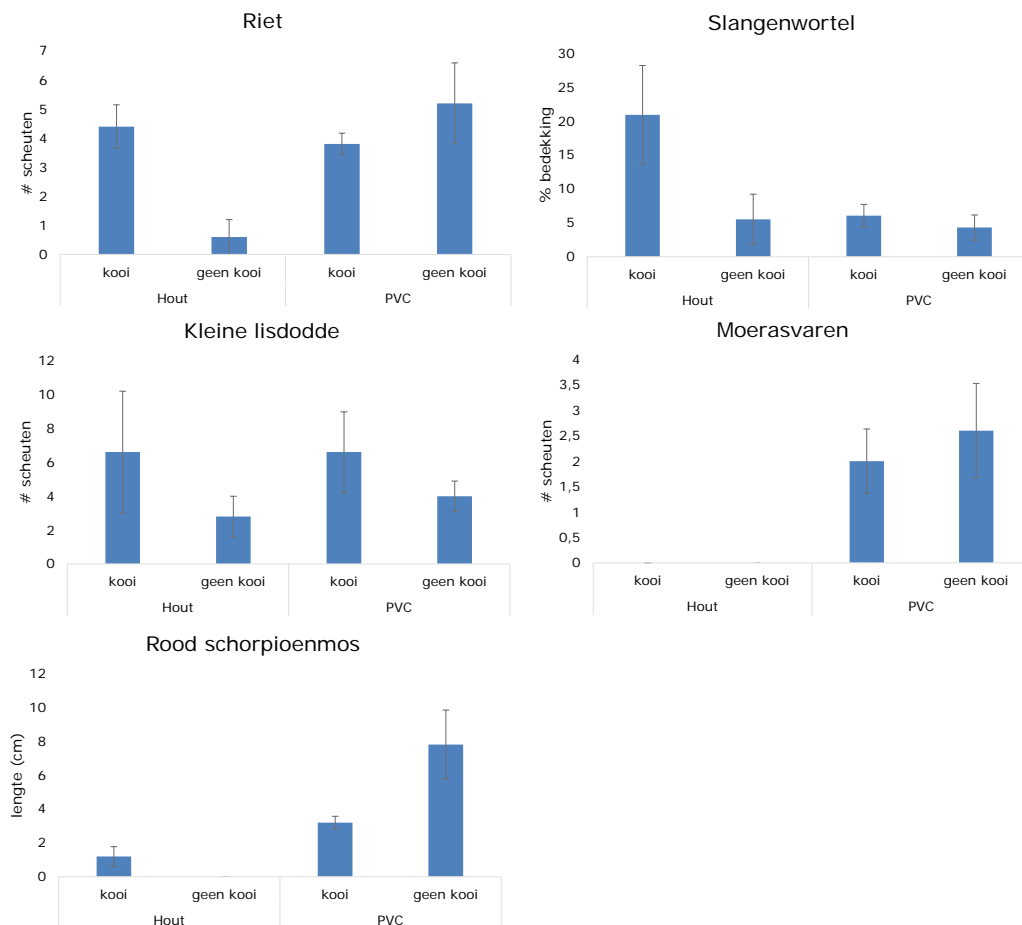
Uitzetten ecosystem engineers

Met name Riet is redelijk constant gebleven na het uitzetten op de vlotten, en werd in 2015 nog steeds op 95% van de vlotten gevonden (figuur 4.10, linksboven). Buiten de kooi nam het aantal scheuten van Riet echter significant af op de vlotten met houten drijvers, terwijl het op de vlotten met PVC drijvers vrijwel niet af nam (interactie drijvertype en anti-graaskooieffect; $p < 0,01$). De uitbreiding van Riet in het water rondom de vlotten kwam echter bijna niet voor. Slangenwortel had zich op 85% van vlotten gevestigd in 2015, en was bovendien veel uitgebreid op de vlotten. Ook voor Slangenwortel werd een significante interactie gevonden tussen het drijvertype en een anti-graaseffect ($p < 0,02$). Voor deze soort waren de hoogste bedekkingen juist bestand tegen de nattere omstandigheden. Kleine lisdodde was op 80% van de vlotten gevestigd en leek licht vooruit gegaan in aantal scheuten en de bedekking op de vlotten; dit is echter niet significant. Zowel Slangenwortel als Kleine lisdodde groeiden bij 70% van de vlotten in het water rondom de vlotten verder (uitlopers van resp. maximaal 50 en 120 cm). Moerasvaren was na het uitzetten in 2013 achteruit gegaan op de vlotten en kwam nog maar op 50% van de vlotten voor in 2015. Moerasvaren deed het significant beter ($p < 0,001$) op de vlotten met een PVC drijver, dus waarschijnlijk zijn te natte omstandigheden niet ideaal voor deze soort. Er was ook weinig uitbreiding van deze soort naar het omringende water; slechts bij 10% was dit te zien tot maximaal 10 cm buiten het vlot. Het uitzetten van Rood schorpioenmos in de PVC ringen heeft geleid tot een vestiging van deze soort op 55% van de vlotten. Net als de uitgezette Moerasvaren was ook Rood schorpioenmos niet meer aanwezig op de vlotten met een houten drijver buiten de kooien (figuur 4.10). Dit is zeer waarschijnlijk het gevolg van een te diepe ligging van deze vlotten, in combinatie met hogere vraat door vogels onder de nattere omstandigheden. Uitbreiding van de soort

vond vooral plaats op de vlotten met een PVC drijver, op deze hogergelegen vlotten zagen de mossen er veel vitaler uit (figuur 4.9). Hoewel uitbreiding ook binnen de kooien overal plaatsvond, was de grootste uitbreiding te zien buiten de anti-graaskooien. Er werd dan ook een significant interactie gevonden tussen het drijvertype en anti-graaseffect ($p < 0,02$). Mogelijk was binnen de kooi de hogere bedekking van andere soorten en concurrentie een kleine belemmering voor het Rood schorpioenmos om dezelfde uitbreiding als buiten de kooi te behalen.



Figuur 4.9. Vitaal Rood schorpioenmos op één van de vlotten in Westbroek, een jaar na introductie. *Vital Scorpidium scorpioides* on one of the floating reed-rafts in Westbroek, one year after introduction.



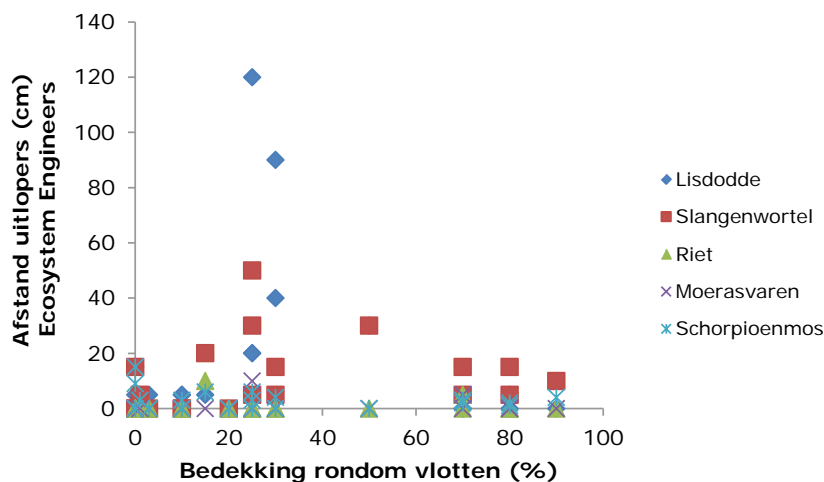
Figuur 4.10. Aantal scheuten van Riet, Kleine lisdodde en Moerasvaren, bedekking met Slangenwortel en lengte van uitgezet Rood schorpioenmos op de vlotten met houten

drijvers en pvc drijvers met en zonder anti-graaskooien in Westbroek. Number of shoots of *Phragmites australis*, *Typha angustifolia* and *Thelypteris palustris*, cover of *Calla palustris* and length of introduced *Scorpidium scorpioides* on the reed-rafts with wood or PVC floating devices with or without anti-graze areas in Westbroek.

4.1.5 Discussie & conclusies

Gedurende de onderzoeksperiode van 3 jaar was er relatief weinig uitbreiding van ingezette *ecosystem engineers* naar het water. Alleen Slangenwortel en Kleine lisdodde bleken in dit experiment in staat zich enigszins uit te breiden buiten de vloten, en dit bleek ze wat makkelijker af te gaan wanneer ze binnen de kooien stonden. De bescherming tegen vraat zal hierbij zeker aan hebben bijgedragen, maar mogelijk ook facilitatie door andere gevestigde vegetatie rondom de vloten. Uit een correlatieve analyse lijkt het erop dat de facilitatie door vegetatiebedekking rondom de vloten zou kunnen optreden wanneer deze boven 20% bedekking komt (figuur 4.11). Dit effect lijkt echter weer af te nemen als de bedekking rondom de vloten te hoog wordt (ongeveer vanaf 60% bedekking), en concurrentie vermoedelijk een grotere rol gaat spelen. Het uitzetten van volgroeide planten lijkt uit de resultaten echter beter te werken dan het inzaaien van vloten met zaadmengsel (paragraaf 4.2).

Op de vloten is nog geen duidelijke ontwikkeling van de doelvegetatie (trilveenontwikkeling) zichtbaar. Er is sprake van een relatief groot aandeel van *Juncus* soorten. Het uitzetten van Rood Schorpioenmos werkte positief voor de vestiging wanneer er PVC drijvers werden gebruikt, dit geeft wel aan dat de abiotische omstandigheden in principe goed genoeg zijn om zich te kunnen handhaven. Mogelijk dat er op de langere termijn wel uitbreiding kan gaan plaatsvinden vanaf deze vloten, mits de concurrentie met andere soorten en/of begrazing niet te groot is. Dit geldt voor alle ingezette *ecosystem engineers*, daarom blijft het moeilijk in te schatten of er op lange termijn nog verder uitbreiding te verwachten is. In ieder geval blijkt het plaatsen van anti-graaskooien als maatregel een goede optie om beginnende verlanding te stimuleren



Figuur 4.11. De relatie tussen de vegetatiebedekking (%) in het water rondom de vloten, en de afstand van uitlopers van de ingezette ecosystem engineers naar het omringende water. Relation between vegetation cover (%) in the surface water surrounding the floating rafts, and the development (cm) of introduced ecosystem engineers towards surrounding surface water.

4.2 Experimenteel veldonderzoek LIFE-vlotten

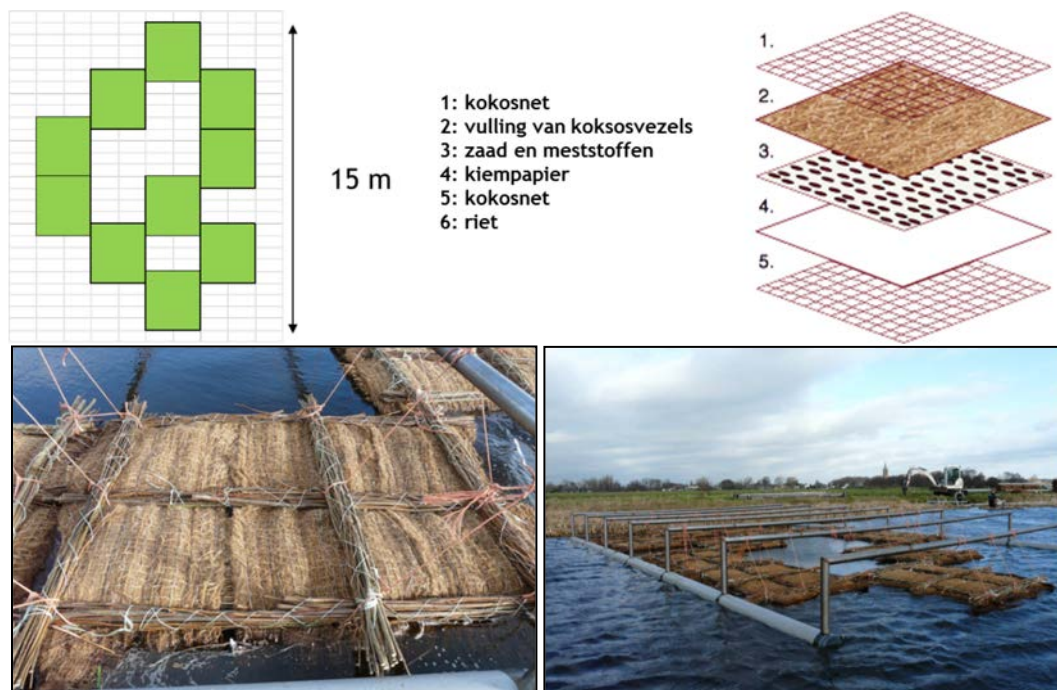
Begin 2014 hebben Natuurmonumenten en Staatsbosbeheer binnen het LIFE project *New Life for Dutch Fens* (NLDF) 45 grote, ingezaaide helofytenvlotten van ca. 100 m² aangelegd in 9 verschillende petgaten in de Oostelijke Vechtplassen met als doel laagveenverlandingsgang in de richting van de habitattypen Trilveen (H7140A), Veenmosrietland (H7140B) en Galigaanmoeras (H7210) te stimuleren en kennis te verzamelen over de achterliggende oorzaken en de oplossingen voor het moeizaam op gang komen van laagveenverlandingsgang in Nederland. Het experiment is begin maart 2014 opgeleverd en is door het onderzoeksconsortium begeleid en gemonitord gedurende de duur van het verlandingsproject. Op elk vlot is een graaskooi gebouwd en binnen elk vlot zijn Krabbenscheerplanten uitgezet. De gekozen petgaten laten een duidelijke gradiënt zien in waterkwaliteit (fosfaatarm tot fosfaatrijk; helder tot troebel; zwak gebufferd tot sterk gebufferd), verlandingsverschijnselen (wel of geen verlandingsgang) en waterdiepte (ondiep tot diep). Bij een hoge nutriëntenbeschikbaarheid (> 5 µmol/l fosfor in het vlot) blijkt zeer snelle ontwikkeling van moerasvegetatie mogelijk, maar bij een hoge graasdruk ontwikkelt er veel minder biomassa. Trilveenvegetatie ontwikkelt zich alleen bij een lage nutriëntenbeschikbaarheid, waardoor dit langzaam verloopt (> 2 jaar). Planten kunnen hiervoor het beste in de gewenste samenstelling ingeplant of ingezaaid worden, al vangen de vlotten ook zelf drijvende stekjes en zaden in. De vegetatiebedekking is beduidend hoger in ondiepe petgaten (< 75 cm diep), terwijl de soortenrijkdom en overleving van Krabbenscheerplanten hoger is in diepe petgaten (> 75 cm diep). Qua ligging in het petgat bleken de middelste vlotten een slechtere vegetatieontwikkeling te hebben als er begrazing was door watervogels. Omdat fosforbeschikbaarheid en begrazing door watervogels samenhangen, lijken petgaten in een voedselarmere omgeving uiteindelijk meer kans te hebben op trilveenontwikkeling.

4.2.1 Experimentele opzet

De doelstelling van het experiment is om voor zoveel mogelijk verschillende situaties te onderzoeken of het zinvol is om helofytenvlotten te gebruiken om verlandingsgang op gang te brengen. Deze helofytenvlotten vormen een opschaling van het pilotexperiment met rietvlotten dat in 2013 gestart is (paragraaf 4.1).

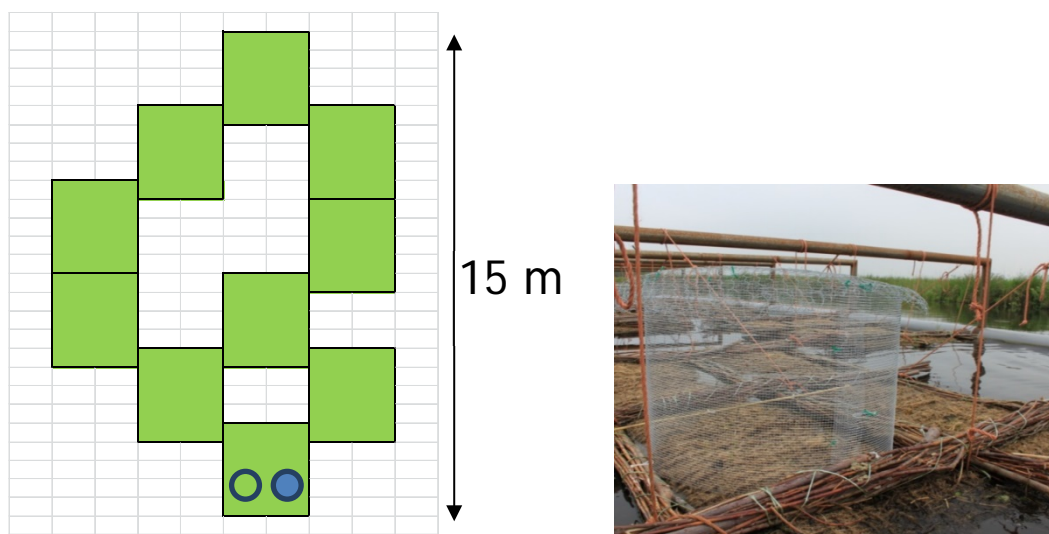
De grote helofytenvlotten van 100 m² zijn aangelegd in 9 verschillende petgaten in de Westbroekse Zodden, Ankeveense Plassen en het Weerslootgebied (zie kaarten in Bijlage 14). Elk helofytenvlot bestaat uit 10 kleinere vlotjes van 2 x 2,5 m, die in een vast patroon aan elkaar gemaakt zijn (figuur 4.12). Elk vlotje is opgebouwd uit een kokosmatras met zaad, meststoffen en kiempapier met daaronder een laag riet. Dit wordt bij elkaar gehouden door 2 rasters van wilgentenen. Er is een basiszaadmengsel gebruikt met Riet (*Phragmites australis*), Waterscheerling (*Cicuta virosa*) en Kleine lisdodde (*Typha angustifolia*) (alle herkomst Hollandse Plassengebied). Daaraan is een zaadmengsel met herkomst Westbroekse Zodden en Krimpenerwaard aan toegevoegd. In dit zaadmengsel waren volgens opgave van zaadleverancier Biodivers de volgende soorten in een lage hoeveelheid aanwezig: Geelgroene zegge (*Carex demissa*), Moeraskartelblad (*Pedicularis palustris*), Grote ratelaar (*Rhinanthus angustifolius*), Blaaszegge (*Carex vesicaria*), Wateraardbei (*Potentilla palustris*), Waterdrieblad (*Menyanthes trifoliata*), Rietorchis (*Dactylorhiza majalis* subsp. *praetermissa*), Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*), Slangenwortel (*Calla palustris*), Blauwe zegge (*Carex panicea*), Zwarte zegge (*Carex nigra*), Tweerijige zegge (*Carex disticha*) en mogelijk ook Draadzegge (*Carex lasiocarpa*) en Ronde zegge (*Carex diandra*). Daarnaast is er nog extra zaad van Snavelzegge (*Carex rostrata*) aan toegevoegd.

De kleinere vlotten zijn opgehangen aan stalen frames met pvc drijvers (figuur 4.12). Op deze manier kon het drijfvermogen over 3 jaar het best gegarandeerd worden. In elk petgat zijn 5 helofytenvlotten geplaatst: in alle 4 hoeken van het petgat en 1 in het midden van het petgat. Begin juli 2014 zijn in de open ruimte van de vlotten 100 Krabbenscheerplanten (*Stratiotes aloides*) per vlot aangebracht.



Figuur 4.12. Linksboven: schets van een helofytenvlot, bestaande uit 10 kleinere vlotjes (groene vlakken). Rechtsboven: schematische weergave van de opbouw van het kokosmatras. Onder: foto's van de constructie (J. Geurts). Top left: schematic overview of a helophyte raft, consisting of 10 smaller rafts (in green). Top right: schematic overview of the different layers of the raft. Bottom: pictures of the construction (J. Geurts).

Op 28, 29 en 30 april 2014 zijn graaskooien gebouwd op de vlotten om te kijken in hoeverre grazers (met name watervogels) de ontwikkeling van de vegetatie beïnvloeden. De kooien waren 70 cm in diameter en 50 cm hoog. De maaswijdte aan de zijkant is 0,5 x 0,5 cm en de bovenkant had ronde gaten van 2,5 cm diameter. Voor elk groot vlot (figuur 4.13) is 1 deelvlot geselecteerd waarop een graaskooi met daarnaast een even groot controleplot, vrij toegankelijk voor grazers, is gelegd. In totaal zijn er dus 45 graaskooien en 45 controleplots geteld, namelijk op 5 vlotten per petgat, 3 petgaten per gebied en 3 studiegebieden.



Figuur 4.13. Schets van een helofytenvlot, bestaande uit 10 deelvloten (groene vlakken). Op 1 deelvlot, altijd de onderste of bovenste in de schematische schets, is een graaskooi geplaatst (gevuld blauw) en daarnaast een controleplot (open blauwe cirkel). De foto rechts laat een graaskooi zien, het controle plot ligt daar dan rechts van. Foto: L. Bakker. Left: schematic overview of helophyte raft with on the lowest small raft (green) an enclosure (filled blue circle) and control plot (open blue circle). Enclosures and control plots were always on the lower or upper small raft. Right: an enclosure, with the control plot situated to the right of the enclosure.

4.2.2 Monitoring

Samenstelling zadenmengsel

Omdat de exacte samenstelling en hoeveelheid ingezaaide zaden onbekend was, aangezien het een soorten mengsel betrof, hebben we 100 g zaden van het basismengsel met Riet, Waterscheerling en Kleine lisdodde en 100 g elk van het Westbroek- en het Krimpenerwaardmengsel besteld in maart 2014 bij Biodivers, van dezelfde batch als waar ook het ingezaaide mengsel van de grote vloten uit kwam. Vervolgens zijn de zaadgewichten en verhouding tussen de soorten bepaald voor het basismengsel Riet, Waterscheerling en Kleine lisdodde en zijn de aantallen ingezaaide zaden uitgerekend. Omdat de hoeveelheid extra toegediende Snavelzegge onbekend was, is deze verder buiten beschouwing gelaten. Van het Westbroek- en Krimpenerwaardmengsel zijn deelmonsters van elk 2,0 g (Westbroek) en 0,5 g (Krimpenerwaard) uitgeteld en op soort gesorteerd en gedetermineerd voor zover mogelijk. Het Krimpenerwaardmengsel was een stuk minder soortenrijk dan het Westbroek mengsel, daarom is meer zaad doorzocht van het Westbroekmengsel. Daarnaast is 20 g van beide mengsels op het oog doorgezocht op nieuwe soorten zaden om een zo compleet mogelijke soortenlijst op te stellen. De zaden determinaties zijn gedaan door Dr. Judith Sarneel van de Universiteit Utrecht met behulp van de Digitale Zaden Atlas van Nederland (Cappers *et al.*, 2006).

Daarnaast zijn het Westbroek- en Krimpenerwaardmengsel uitgezaaid in de kas van het NIOO om een soortenlijst op te stellen van wat er opkomt uit het mengsel. In 48 bakken van elk 10 l (30 x 30 x 12 cm L x B x H, vierkante "afwasteilen") is in elk 2,0 g Westbroek en 0,5 g Krimpenerwaard mengsel ingezaaid. De bakken waren gevuld met 7 l sediment, bestaand uit 2 l potgrond (Lentse potgrond, bevat 0,52 mmol P and 4,4 mmol N per container op basis van water extractie) en 5 l grof rivierzand. Om een N:P ratio van 16 (g/g) te krijgen is dit aangevuld met 12,87 mmol N in de vorm van NH_4NO_3 bij de start van het experiment. De kiemproof liep van 27 juni 2014 tot 1 september 2014. De bakken kregen in het begin elke twee dagen water, en later elke dag, toen de verdamping toenam door de flinke groei van de planten. De condities in

de kas waren 21 °C dag en 16° C nacht temperatuur, bij 16 uur dag / 8 uur nacht. De planten kregen natuurlijk licht.

LIFE vloten

In 2014 zijn de LIFE-vloten 4x bezocht om de ontwikkeling van de vegetatie op de vloten te volgen. Dit was eind april (28-30), eind mei (26 en 28), begin juli (7-8) en eind augustus (26 en 29). In 2015 zijn de vloten bezocht op 11, 12, 13 en 18 augustus. Omdat de vloten in maart 2014 zijn geplaatst, met zaden erin, is er in eerste instantie gekeken naar kieming gedurende het groeiseizoen van 2014. Hiervoor is het aantal (kiem)planten in een standaard proefvak geteld, zowel binnen als buiten een graaskooi. Aan het eind van de zomer was de vegetatie zover ontwikkeld dat op sommige vloten tellingen niet meer mogelijk waren omdat er een gesloten vegetatie was gevormd. Daarom is tijdens de laatste telling, eind augustus, ook de vegetatiebedekking geschat.

Binnen de graaskooi en het controleplot zijn (kiem)planten geteld en in de controleplots ook het aantal watervogel keutelhopen. De keutelhopentelling geeft een index van 0-100 van bezoekintensiteit van watervogels. Een keutelhoop kan één of een stapel keutels bevatten, die vaak niet afzonderlijk telbaar waren. Sommige vloten waren bedekt met een egaal plakkaat keutels waarbinnen geen hopen meer te onderscheiden waren. In die gevallen is de bedekking met keutels geschat, wat is vertaald als 1% bedekking telt als 1 keutelhoop, 2 als 2 etc.

Bij elk bezoek is het hoogste punt van het graaskooiplot en het controleplot ten opzichte van het wateroppervlak gemeten met behulp van een waterpas en duimstok, op 0,5 cm nauwkeurig. Ook is op extensieve wijze de vegetatieontwikkeling van het hele vlot gevolgd m.b.v. (lucht)foto's.

In augustus 2015 zijn vegetatie opnamen gemaakt van het hele vlot, volgens de Braun-Blanquet schaal (zie Bijlage 17). Daarnaast is de plantenbiomassa in de exclusures en de controleplots geoogst, in het lab op soort gesorteerd, gedroogd en gewogen. Tevens is de hoogte van de vloten ten opzichte van het wateroppervlak gemeten.

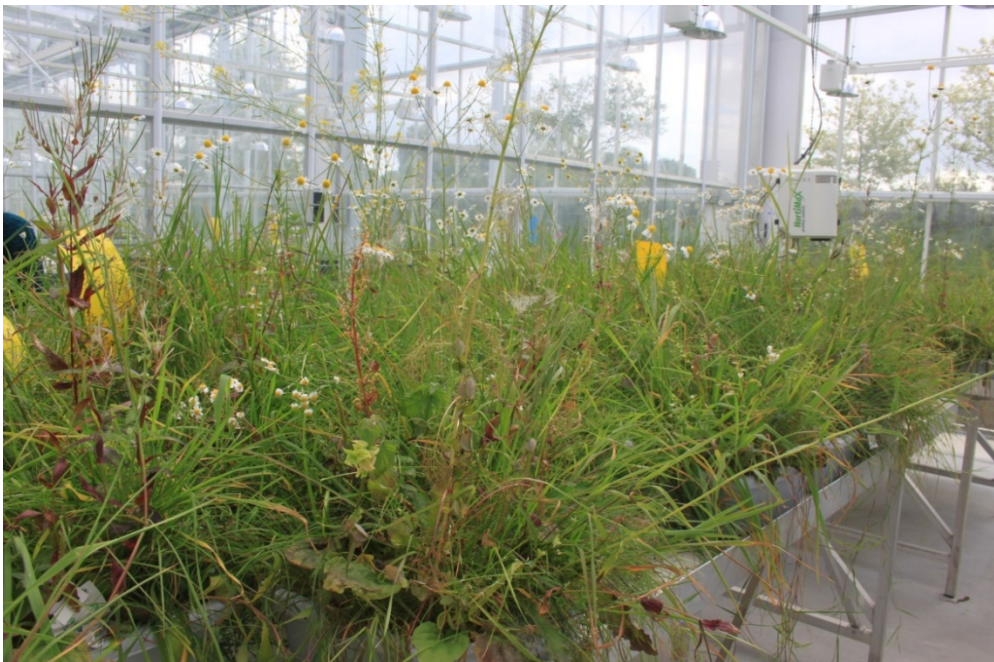
Daarnaast zijn in de drie onderzoeksgebieden op vijf verschillende datums watermonsters genomen (drie petgaten per gebied) naast, onder en binnen de helofytenvloten. Bovendien is in de helofytenvloten en in de waterbodem porievocht verzameld met keramische cups. Het risico was namelijk aanwezig dat de nutriëntenbeschikbaarheid voor de ingezette vegetatie te laag zou zijn ('hydrocultuur') voor een goede ontwikkeling, aangezien er nog geen strooisel/veenlaag gevormd was waarin mineralisatie kon plaatsvinden. De beschikbaarheid van nutriënten in de waterlaag van petgaten is immers veel lager dan bijvoorbeeld in stadswateren. Deze metingen geven belangrijk extra inzicht in de haalbaarheid van het inzetten van helofytenvloten in laagvenen in relatie tot de waterkwaliteit.

4.2.3 Resultaten samenstelling en hoeveelheid zaden

Op alle vloten samen is toegediend: 4 kg basismengsel met Riet, Waterscheerling en Kleine lisdodde (samen 8.092.592 zaden), 0,5 kg zaadmengsel met herkomst Westbroekse Zodden (1.316.000 zaden) en 0,5 kg zaadmengsel met herkomst Krimpenerwaard (1.496.000 zaden). Dat is 5 kg zaden in totaal, en ruim 10 miljoen zaden (10.904.592 zaden in totaal). Elk deelvlotje was 2 x 2,5 m = 5 m², met 10 deelvlotjes per geheel vlot is dat 50 m², met 45 vloten is dat 2250 m² ingezaaid vlotoppervlak. De zaaddichtheid was dus 2,22 g oftewel ongeveer 4850 zaden / m² vlot.

In de deelmonsters van het zadenmengsel zijn 74 planten soorten gevonden en in de kaskieming 63 (Bijlage 16). In totaal zijn er 112 plantensoorten gevonden in het zadenmengsel, opgeteld van beide methoden. Aangezien dit maar een kleine steekproef was van het totale toegediende zadenmengsel, gaat het nadrukkelijk om minimaal 112 plantensoorten en waarschijnlijk meer, met name soorten die in een lagere dichtheid aanwezig waren. In ieder geval is duidelijk dat het zadenmengsel veel

soorten moerasplanten bevatte en ook soortenrijk was. Het ingezaaide mengsel werd zeer sterk gedomineerd door grasachtigen (85% van de zaden), terwijl bijna 15% van de zaden van kruidachtigen waren (Bijlage 16). Van het aantal gezaaide soorten echter was 31% grasachtig en 69% kruidachtig. Riet en Kleine lisdodde waren de dominante soorten in het zadenmengsel, met elk 33% aandeel in het aantal zaden, terwijl Russen (*Juncus* sp.) 12% van het mengsel uitmaakten. Waterscheerling was het meest algemene kruid met bijna 15% van de zaden, terwijl ook Ronde zonnedauw (*Drosera rotundifolia*) (3%) en ook orchideeën (2%, ofwel Brede orchis ofwel Moeraswespenorchis – is op basis van zaadkenmerken moeilijk te onderscheiden) zeer kleine, maar wel zeer veel, zaden in het mengsel hadden. Tenslotte waren zegges (*Carex* sp.) als groep met 4% nog algemeen in het zadenmengsel. De overige 96 gevonden soorten hadden allen < 1% aandeel in het zadenmengsel. In de kas (waar geen Riet, Waterscheerling en Kleine lisdodde gezaaid waren) had de vegetatie het aanzien van een vochtig grasland (figuur 4.14).



Figuur 4.14. Zadenmengsel van Westbroek en Krimpenerwaard in de kas 2 maanden na kieming. Seed mixture of Westbroek en Krimpenerwaard in the greenhouse 2 months after germination.

4.2.4 Resultaten abiotiek

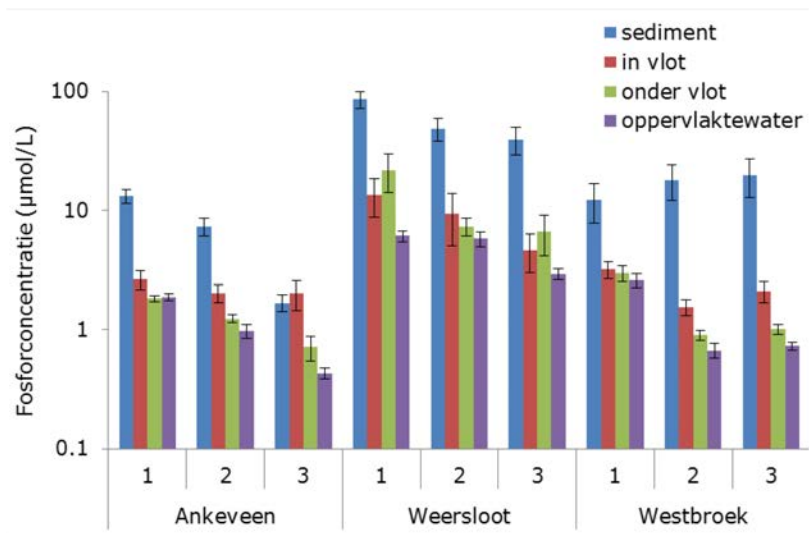
De 9 petgaten waarin de LIFE-vlotten liggen lieten een mooie gradiënt in waterkwaliteit zien van fosfaatarm naar fosfaatrijk en van zwak gebufferd tot sterk gebufferd (tabel 4.1). De petgaten in het Weerslootgebied waren sterk gebufferd en duidelijk eutroof. In Westbroek ging het om 1 eutroof, gebufferd petgat en 2 mesotrofe, minder gebufferde petgaten. In Ankeveen ging het om 1 eutroof, zwak gebufferd petgat, 1 mesotroof, zwak gebufferd petgat en 1 oligotroof, gebufferd petgat.

De nutriëntenconcentraties in het water onder de vlotten en in de vlotten lagen meestal iets hoger dan in het oppervlaktewater naast de vlotten in open water (figuur 4.15 en 4.16). De concentraties in het porievocht van het sediment lagen nog hoger, maar laten dezelfde trend zien.

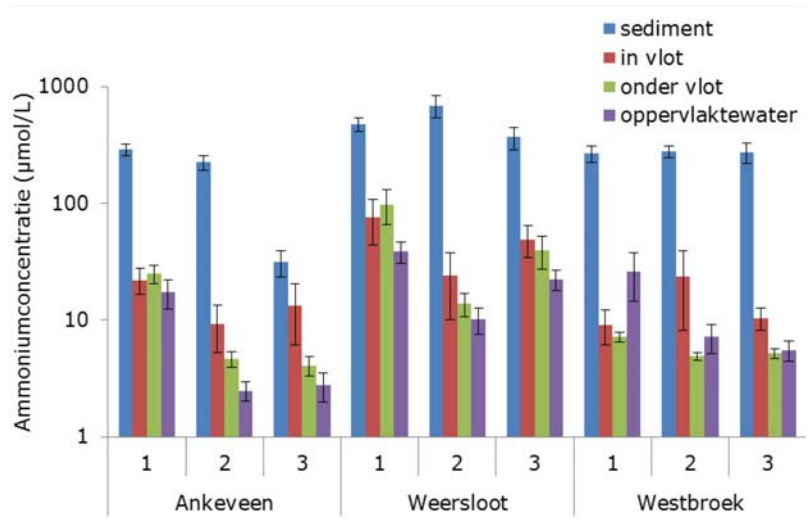
Daarnaast verschilden de petgaten ook in diepte, waarbij de petgaten in het Weerslootgebied duidelijk ondieper waren dan in Ankeveen en Westbroek (tabel 4.1).

Tabel 4.1. Jaargemiddelde concentraties in het oppervlaktewater van de 9 petgaten waar de LIFE-vlotten liggen. Concentraties in $\mu\text{mol/l}$, alkaliniteit in meq/l , turbiditeit in ppm , diepte in cm . Average surface water concentrations in the 9 turf ponds where the helophyte rafts are situated. Concentrations in $\mu\text{mol/l}$, alkalinity in meq/l , turbidity in ppm , depth in cm .

Petgatnr.	Ankeveen			Weersloot			Westbroek		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
PO ₄	0,8	0,3	0,2	2,2	2,3	0,8	1,1	0,2	0,1
t-P	1,9	1	0,4	6,1	5,7	2,9	2,6	0,7	0,7
NO ₃	2	2	1	13	20	15	12	4	5
NH ₄	17	3	3	39	10	22	26	7	6
pH	7,0	6,8	8,0	7,4	7,9	7,6	7,6	7,2	7,3
Alkaliniteit	0,6	0,5	1,9	2,8	2,4	2,8	1,8	1,5	0,9
Troebelheid	16,7	6,6	2,8	10,3	8,4	16,3	5,9	4,7	3,2
EGV	118	80	229	313	283	315	200	189	132
Ca	246	201	787	1132	939	1238	680	670	454
Fe	14	3	2	23	14	20	11	16	21
SO ₄	146	70	66	54	79	75	20	63	88
Diepte	100- 120	80- 110	80- 120	30-90	40- 70	75- 80	80-100	80- 120	80- 100



Figuur 4.15. Jaargemiddelde fosforconcentraties in het oppervlaktewater, onder en in de vloten, en in het sediment (in $\mu\text{mol/l}$; let op de logaritmische schaal). Average phosphorus concentrations in the surface water, under and in the rafts, and in the sediment (in $\mu\text{mol/l}$; note the logarithmic scale).

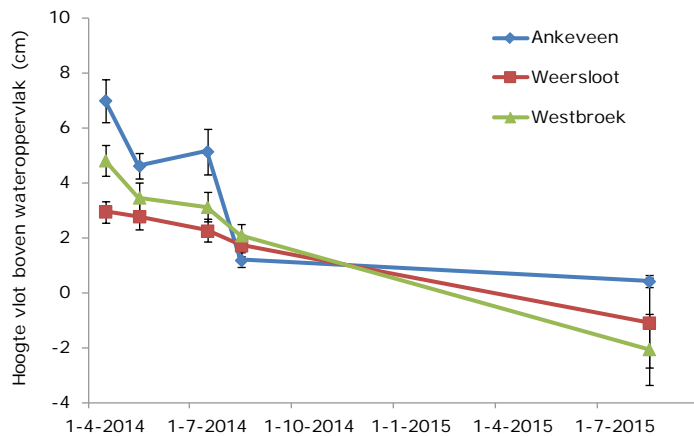


Figuur 4.16. Jaargemiddelde ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater, onder en in de vloten, en in het sediment (in $\mu\text{mol/l}$; let op de logaritmische schaal). Average ammonium concentrations in the surface water, under and in the rafts, and in the sediment (in $\mu\text{mol/l}$; note the logarithmic scale).

4.2.5 Resultaten plantenontwikkeling

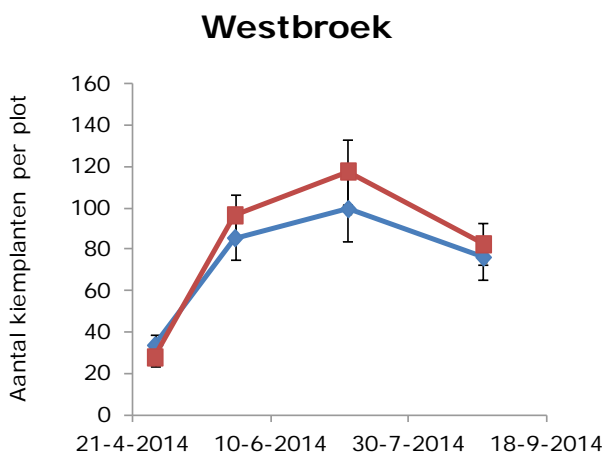
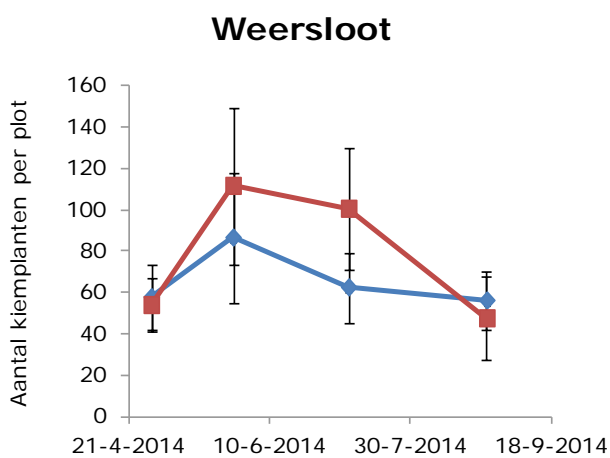
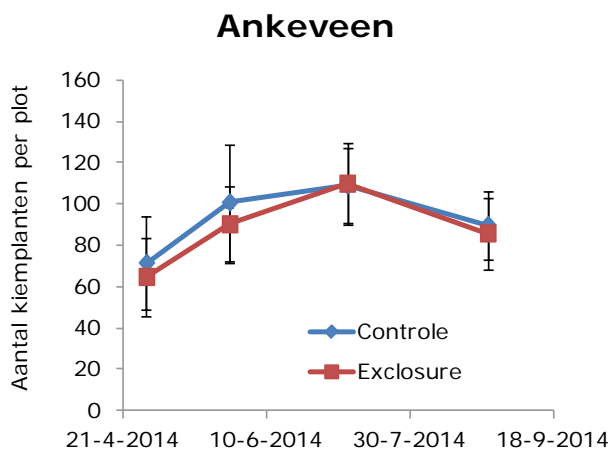
Monitoring binnen de exclusiestudie

Over de eerste zomer zijn de vloten duidelijk gezakt en kwamen daardoor dieper in het water te liggen (figuur 4.17). Eind augustus lagen de meeste vloten min of meer plasdras. Gedurende 2015 zijn ze verder gezakt en kwamen deels onder water te liggen (figuur 4.17).



Figuur 4.17. Hoogte van de vloten ten opzichte van het wateroppervlak in 2014 en 2015. Het wateroppervlak bevindt zich op 0 cm. De gegevens zijn de gemiddelden van de controleplots (naast de exclusures) (\pm standaardfout, $n=15$ per gebied). Height of the platforms in relation to the water surface in 2014 and 2015. The water surface is at 0 cm. The data are the mean heights of the control plots (next to the exclusures) (\pm standard error, $n=15$ per study site).

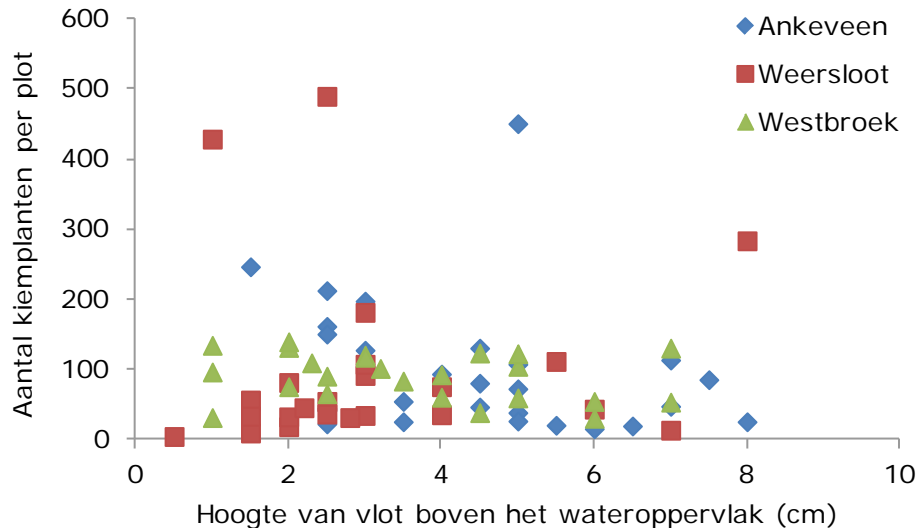
Gedurende het groeiseizoen van 2014 zijn er aardig wat kiemplanten gekiemd (figuur 4.18). Een aantal van 100 kiemplanten per plot komt overeen met 260 kiemplanten per vierkante meter. In principe is dit genoeg om een hoge vegetatiebedekking te krijgen, mits de kiemplanten doorgroeien tot een vegetatiedek. Er bleven over het hele seizoen planten kiemen, waardoor er eind augustus 2014 bijna kale plots waren met kleine kiemplanten tot plots met volledige bedekking met vegetatie, waardoor het tellen van planten niet meer mogelijk was. Ook viel op dat bij het zakken van de vloten Kleine lisdodde begon te kiemen als de vloten plas-dras kwamen te liggen. Gemiddeld genomen was het aantal planten niet verschillend binnen en buiten de kooien (figuur 4.18).



Figuur 4.18. Aantal (kiem)planten in plots binnen en buiten de exclosures in 2014. De getallen zijn gemiddelden ($n=15$) \pm standaardfout. Number of (germinated) plants in the plots inside and outside the exclosures. The numbers are means ($n=15$) \pm standard error.

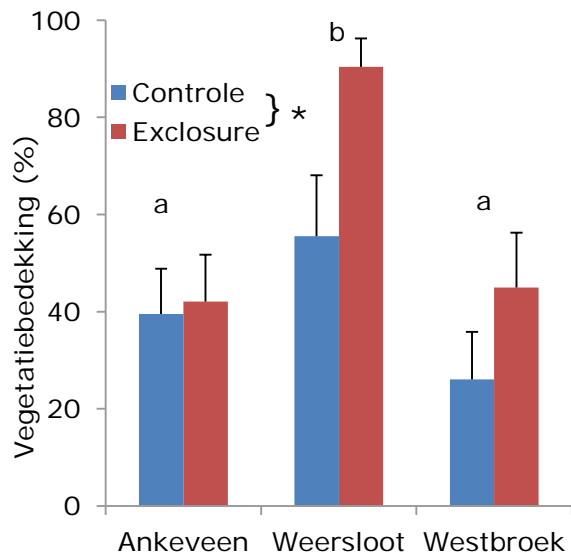
Ondanks de verschillen in abiotiek (tabel 4.1) en hoogte van het vlot (figuur 4.17) tussen de onderzoeksgebieden, waren de getelde aantallen kiemplanten, gemiddeld tussen de 100-120 kiemplanten per plot op het hoogtepunt van de kieming, verrassend gelijk in alle drie de onderzoeksgebieden (figuur 4.18). Kieming van zaden van oeverplanten hangt af van de vochtigheid van de omgeving, in het algemeen is waterverzadigd, maar niet onder water, voor de meeste soorten het gunstigst (Sarneel *et al.* 2014; Van Leeuwen *et al.* 2014). Op de vlotten was er echter geen relatie tussen

het aantal kiemplanten in mei, als er wel veel kieming is, maar nog geen concurrentie tussen opgroeiende planten, en de hoogte van het vlot boven het wateroppervlak (figuur 4.19). Dit geeft aan dat de kiemingsomstandigheden qua vochtgehalte prima waren voor kieming. Het valt ook op dat de range van vlothoogtes minder dan 10 cm is. Op veel oevers kan het waterniveau wel meer fluctueren; de gemeten range van vlothoogtes lijkt hier prima binnen de geschikte condities voor kieming te vallen.



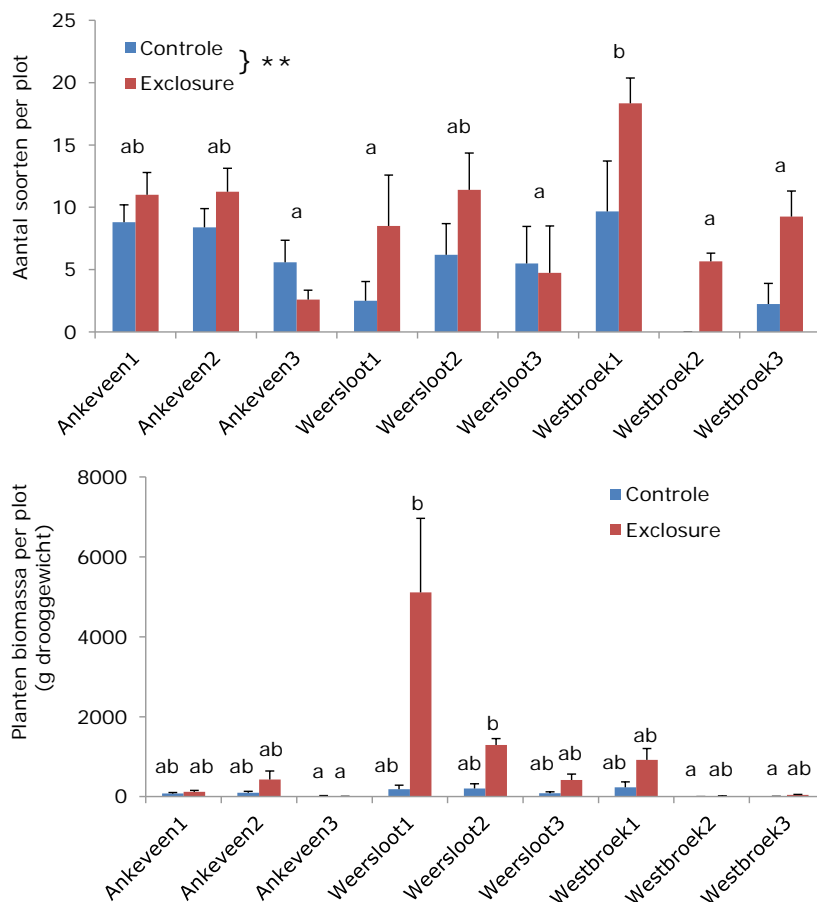
Figuur 4.19. Het aantal kiemplanten per plot in relatie tot de vlothoogte ten opzichte van het wateroppervlak. De gegevens zijn van de controle en exclusie plots in de maand mei ($n=90$). De gegevens uit de maanden april en juli lieten een vergelijkbaar patroon zien. The number of seedlings per plot in relation to the height of the platforms above the water surface. The data are from the control and exclusion plots in May ($n=90$). The data from April and July showed a similar pattern.

Eind augustus 2015 waren er grote verschillen in vegetatiebedekking van de plots tussen de onderzoeksgebieden (figuur 4.20, Tweeweg-ANOVA, effect van studiegebied: $F_{2,75}=8,12$; $p<0,001$). In Weersloot raakten een aantal vloten grotendeels begroeid, terwijl in Westbroek en Ankeveen nog veel kale vloten aanwezig waren. Er was significant meer vegetatiebedekking in de exclusies dan daarbuiten (Tweeweg-ANOVA, effect van exclusies $F_{1,75}=5,37$; $p=0,023$; er was geen interactie met studiegebied: $F_{2,75}=1,38$; $p=0,26$). De totale bedekking geeft echter niet helemaal de verschillen weer binnen en buiten de graaskooien omdat in de kooien ook de hoogte enorm kan toenemen, zoals te zien is in figuur 4.20 de rechter foto.



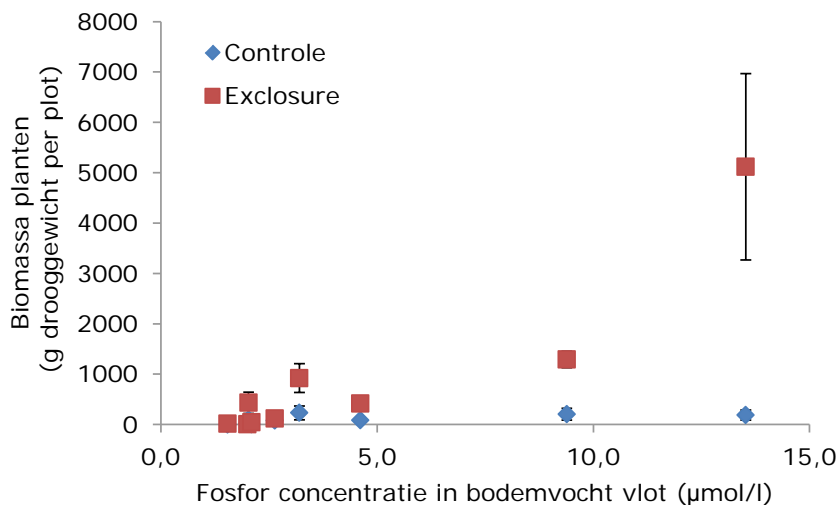
*Figuur 4.20. Vegetatieontwikkeling in de plots eind augustus 2015 binnen en buiten de graaskooien. Grafiek: Vegetatiebedekking (%), de gegevens zijn de gemiddelden van de plots (\pm standaard fout), $n=15$ per gebied. Verschillende letters geven significant verschillende bedekkingen tussen de studiegebieden aan. Daarnaast was de vegetatiebedkking significant hoger in de exclosures (aangegeven met een ster bij de legenda). De foto rechts laat een voorbeeld zien van een extreem verschil in vegetatiehoogte en -samenstelling binnen en buiten een exclosure in het Weerslootgebied. In de exclosure komt massaal Kleine lisdodde op, daarbuiten wordt het weggegeten. Vegetation development in the study plots late August 2015. Graph: Vegetation cover (%), the data are means (\pm standard error), $n=15$ per study area. Different letters indicate significantly different vegetation cover among study areas. Additionally, there was a significantly higher vegetation cover inside the exclosures (indicated with an asterisk next to the legend). The picture right shows an example of an extreme difference in vegetation height and species composition inside and outside an exclosure in the Weersloot area. In the exclosure is a strong development of *Typha angustifolia*, outside it is removed by grazers. Foto's: L. Bakker.*

Op basis van de biomassa van de planten binnen en buiten de exclusures, worden grote effecten van begrazing zichtbaar (figuur 4.21). Binnen de exclusures ontstaat in sommige petgaten een gigantische productie, met als maximum meer dan 10 kg drooggewicht in de exclusure op de foto in figuur 4.16 in petgat 1 van het Weerslootgebied. Hierdoor groeit in Weersloot 1 beduidend meer biomassa op de vloten in de exclusures dan in Ankeveen petgat 3, maar door de grote variatie en niet-normale verdeling van de gegevens zijn de verschillen tussen de gebieden vaak niet significant en kan het effect van de exclusures niet apart getoetst worden (figuur 4.21, effect van studie gebied plus exclusures: Kruskal-Wallis test $H_{17}=51,54$; $p<0,001$). De trend van hogere biomassa vertaalt zich in een significant hoger aantal plantensoorten per plot binnen de exclusures (figuur 4.21, Tweeweg-ANOVA: effect van exclusures $F_{1,8}=11,42$; $p=0,001$; geen interactie met studiegebied: $F_{8,57}=1,33$; $p=0,25$). Er zijn significante verschillen in soortenrijkdom tussen de petgaten in de studiegebieden, maar de meeste gebieden verschillen niet significant van elkaar (figuur 4.21, Tweeweg-ANOVA: $F_{1,8}=172,95$; $p<0,001$).



Figuur 4.21. Aantal plantensoorten (boven) en biomassa (onder) binnen en buiten de exclusures in augustus 2015. Data zijn gemiddelden per petgat (\pm standaardfout), $n=5$. Verschillende letters geven significant verschillende soortenrijkdom en planten biomassa tussen de studiegebieden en petgaten (1, 2 en 3). Er waren significant meer soorten binnen de exclusures dan daarbuiten (aangegeven met twee sterren). Plant species richness (upper panel) and biomass (lower panel) inside and outside the exclusures in August 2015. Data are means per pond (\pm standard error), $n=5$. Different letters indicate significantly different species richness and plant biomass among study areas and ponds (1, 2 and 3). There were significantly more plant species inside the exclusures (indicated by two asterisks).

De hoeveelheid plantenbiomassa wordt bepaald door begrazing (Co-variantieanalyse, effect van exclusures: $F_{1,72}=19,49$; $p<0,001$), en is gerelateerd aan de hoeveelheid beschikbaar fosfor (Co-variantieanalyse, effect van fosfor in het bodemvocht van het vlot $F_{1,72}=22,75$; $p<0,001$). Binnen de exclusures is de hoeveelheid plantenbiomassa positief gerelateerd aan de hoeveelheid beschikbaar fosfor (figuur 4.22, regressie-analyse: $R^2=0,56$; $p<0,001$), terwijl er buiten de exclusures geen verband is tussen de hoeveelheid beschikbaar fosfor en de hoeveelheid plantenbiomassa (regressie-analyse: $R^2=0,05$; $p=0,16$). Hieruit blijkt duidelijk dat de moerasplantenvegetatie zich heel snel ontwikkelt en enorm productief is bij voedselrijke condities, maar dat grazers deze ontwikkeling sterk kunnen remmen, tot vrijwel volledig te niet doen. Opvallend hierbij is dat het effect van grazers groter wordt met toenemende fosfaatbeschikbaarheid (figuur 4.22). De hoeveelheid planten zegt echter niets over het type vegetatie dat zich ontwikkelt. Dit is verder onderzocht op de schaal van de gehele vloten in de volgende sectie.



*Figuur 4.22. Plantenbiomassa en effect van grazers bij toenemende fosfaatbeschikbaarheid (fosfor in het bodemvocht van het vlot – gemiddeld over de hele meetperiode). Data zijn gemiddelden per petgat (\pm standaardfout), $n=5$.
Plant biomass and impact of grazers with increasing phosphate availability (phosphorus in pore water of the platforms – averaged over the whole study period). Data are means (\pm standard error), $n=5$.*

Monitoring van de gehele LIFE-vloten

Tijdens de proef ontstonden enorme verschillen in vegetatiebedekking en -samenstelling tussen de vloten van de verschillende gebieden, maar ook binnen gebieden en zelfs binnen petgaten. Figuur 4.23 geeft een fotografische indruk van de maximale variatie. Grofweg zijn er zeer kruidenrijke vegetaties, vegetatie gedomineerd door Kleine lisdodde, vegetaties gedomineerd door grassen en vrijwel kale vloten vol watervogel keutels met wat ruderaal soorten zoals Tandzaad. Ook viel op dat watervogels niet van Waterscheerling houden. Langs sommige vloten, met name in het Weerslootgebied, is vegetatie gevonden die vanaf het vlot het water ingroeit, met name Moeras-vergeet-me-nietje en soms Watermunt. In Ankeveen zijn tot 1 meter lange uitlopers van Moerasandoorn gevonden die van het vlot het water in groeiden. Ook Harig wilgeroosje is met > 1 meter lange uitlopers op een aantal vloten aangetroffen. Daarnaast vormden soorten als Kleine waterrepe, Gewone waterbies, Zomprus, Fioringras en Kleine lisdodde zeer lange uitlopers, voornamelijk op de vloten zelf.



Figuur 4.23. Er zijn grote verschillen in vegetatiesamenstelling tussen de vlotten. Rechtsomder is Ankeveen, de overige drie komen uit het Weerslootgebied. Foto's: L. Bakker. Large differences in vegetation composition between the rafts are found. Below (right): Ankeveen, the other 3 photos are from Weerslootgebied.

De vlotten in Ankeveen werden gedomineerd door Fioringras, Roodzwenkgras, Waterscheerling, Watermunt, Moeras-vergeet-me-nietje en Moerasandoorn en in mindere mate door zeggensoorten, met name Moeraszegge, Scherpe zegge, Pluimzegge en Geelgroene zegge. In het Weerslootgebied waren Grote en Kleine lisdodde, Veerdelig tandzaad, Waterscheerling, Harig wilgeroosje en Basterdwederik, Watermunt, Moeras-vergeet-me-nietje en Beekpunge de dominante soorten.

In Westbroek waren Fioringras, Gewone waterbies, Knikkend tandzaad, Waterscheerling, Wolfspoot, Watermunt en Moeras-vergeet-me-nietje de dominante soorten.

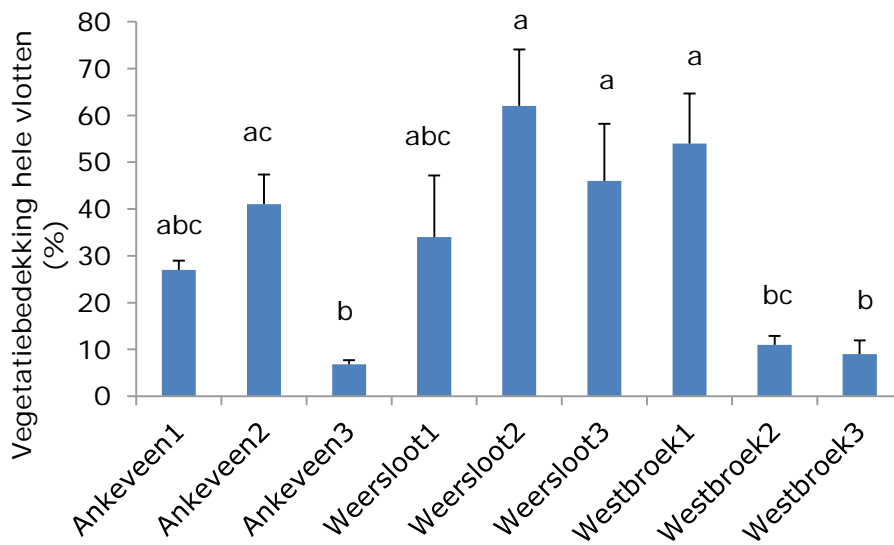
Van het totale aantal soorten gevonden op de vlotten (Bijlage 17) beschouwen we 11 soorten die potentiële de verlanding ingang zouden kunnen zetten (*ecosystem engineers*). Van deze soorten kwamen Moeraszegge en Pluimzegge talrijk voor in Ankeveen en in minder mate in Westbroek en Moeraszegge niet in het Weerslootgebied en Pluimzegge in minder mate. Paddenrus kwam talrijk voor in Ankeveen en in minder mate in Westbroek en Weersloot. Riet kwam in lage dichtheid regelmatig voor in Ankeveen en Westbroek en in mindere mate in Weersloot. Kleine en Grote lisdodde kwamen massaal voor in Weersloot en Kleine lisdodde ook in lagere dichtheid in Ankeveen en Westbroek, Grote lisdodde werd daar niet gezien. Kleine waterrepe en Waterscheerling waren talrijk in alle drie de gebieden, met name Waterscheerling was regelmatig vegetatievormend. Wateraardbei, Waterdrieblad en Grote boterbloem werden slechts een enkele keer aangetroffen. Wateraardbei was nog

vrij talrijk in Ankeveen en kwam in Westbroek en Weersloot ook af en toe voor. Waterdrieblad en Grote boterbloem werden alleen in Westbroek tweemaal gevonden.

Karakteristieke trilveensoorten werden vrijwel niet gezien, Moeraskartelblad werd 1x met 1 individu gevonden in Ankeveen, ondanks dat er vrij veel zaden van in het zadenmengsel zaten, Ronde zegge zat wel in het zadenmengsel, en mogelijk in Ankeveen sporadisch op de vloten, maar te slecht herkenbaar voor zekere determinatie.

Aan het eind van het tweede groeiseizoen waren er nog steeds duidelijke verschillen in vegetatieontwikkeling tussen de verschillende petgaten (figuur 4.23 t/m 4.25). Petgat Ankeveen 3 en Westbroek 2 en 3 blijven achter in ontwikkeling (figuur 4.24 en 4.25; Een-weg Anova, $F_{8,36}=7,43$; $p<0,001$). Een correlatie-analyse laat zien dat de vegetatiebedekking van het hele vlot in augustus 2015 negatief gecorreleerd is met de diepte van het petgat en de hoeveelheid watervogelkeutels (tabel 4.2); vloten in ondiepe petgaten met weinig watervogelkeutels ontwikkelen veel vegetatie. De hoeveelheid plantensoorten op een vlot is negatief gecorreleerd met de hoeveelheid beschikbaar fosfor in het porievocht van het vlot en ook weer negatief met watervogelkeutels en juist positief met diepte van het petgat (tabel 4.2). Voor de hoeveelheid plantensoorten geldt dus hoe dieper het petgat en hoe minder fosforbeschikbaarheid en watervogelkeutels, hoe meer plantensoorten. Vegetatiebedekking en soortenrijkdom waren niet significant gecorreleerd met elkaar ($r=0,22$; $p=0,16$). Aangezien diepte van het petgat, fosforbeschikbaarheid in het vlot en de hoeveelheid watervogelkeutels deels wel met elkaar gecorreleerd zijn, kunnen deze factoren niet duidelijk van elkaar worden gescheiden. In de studiegebieden hebben de ondiepe petgaten en de petgaten met de meeste watervogelkeutels de hoogste fosforbeschikbaarheid. Dit betreft vooral de petgaten in het Weerslootgebied. De fosforbeschikbaarheid in het vlot was sterk negatief gecorreleerd met de diepte van het petgat ($r=-0,58$; $p<0,001$), net als bij de kleine rietvloten (paragraaf 4.1), en positief met de hoeveelheid watervogelkeutels ($r=0,31$; $p=0,050$). De diepte van het petgat en de hoeveelheid watervogelkeutels waren niet significant met elkaar gecorreleerd ($r=-0,09$; $p=0,57$).

De ligging van de vloten in de verschillende hoeken van de petgaten gaf geen verschillen in vegetatiebedekking en aantal plantensoorten. Wel had het vlot in het midden van de petgaten in Westbroek altijd de laagste vegetatiebedekking. In het Weerslootgebied had het middelste vlot altijd de minste plantensoorten en meestal ook de laagste vegetatiebedekking. Een verklaring hiervoor is dat watervogels eerder hun toevlucht zullen zoeken tot het vlot wat het verst van de oever af ligt en waar ze minder te duchten hebben van roofdieren.



*Figuur 4.24. Vegetatiebedekking gehele LIFE-vloten in augustus 2015. Gegevens zijn gemiddelden per petgat (\pm standaard fout), $n=5$. Letters geven significant verschillende vegetatie bedekkingen tussen de gebieden en petgaten (1,2 en 3).
Vegetation cover of the entire LIFE platforms in August 2015. Data are means per pond (\pm standard error), $n=5$. Letters indicate significantly different vegetation covers among study sites and ponds (1,2 and 3).*

Figuur 4.25. Zie volgende pagina. Luchtfoto's van de LIFE-vloten in juni 2015 (J. Geurts). Er is steeds 1 representatief vlot per petgat afgebeeld. See next page. Aerial pictures of the helophyte platforms in June 2015 (J. Geurts). For every turf pond one representative platform is shown.



Ankeveen



Weersloot



Westbroek

Tabel 4.2. De relatie tussen de diepte van het petgat, fosforbeschikbaarheid en hoeveelheid watervogelkeutels en de vegetatiebedekking en soortenrijkdom van het gehele vlot. Pearson correlaties, $n = 41$ (doordat niet van alle 45 vloten alle parameters gemeten zijn).
The relationship between pond depth, P availability in the porewater of the platform and waterbird droppings and vegetation cover and plant species richness on the entire platform. Pearson correlation, $n = 41$ (because 4 of the 45 platforms had missing values for one of the parameters).

	Vegetatiebedekking vlot (%)	Soortenrijkdom vlot
Diepte petgat (cm)	$r = -0,52$; $p < 0,001$	$r = 0,50$; $p = 0,001$
Fosforconcentratie in porievocht vlot ($\mu\text{mol P/l}$)	$r = 0,015$; $p = 0,93$	$r = -0,64$; $p < 0,001$
Hoeveelheid watervogelkeutels (% bedekking)	$r = -0,41$; $p = 0,008$	$r = -0,39$; $p = 0,011$

In totaal zijn 99 plantensoorten gevonden tijdens de vegetatieopnamen in augustus 2015 (Bijlage 17). Van de minimaal 112 gezaaide soorten zijn er 48 gevonden op de LIFE-vloten, en daarnaast 51 soorten die niet in het zaadmengsel waren gevonden. De meest algemene soorten die niet ingezaaid waren zijn: Schietwilg en Grauwe wilg, Zwarte els, Grote lisdodde, Rode waterereprijs en drie soorten Tandzaad (zie Bijlage 16 en 17). Het is zeer goed mogelijk dat een deel van deze soorten wel is ingezaaid, maar in een lage dichtheid en daardoor niet in de steekproef van het zadenmengsel gevonden is. Van de massaal ingezaaide soorten Riet, Waterscheerling en Kleine lisdodde, komen Waterscheerling en Kleine lisdodde regelmatig voor op de vloten en Riet sporadisch.

Van de soorten die in het zaadmengsel met herkomst Westbroekse Zodden en Krimpenerwaard in lage dichtheid konden voorkomen volgens de leverancier, zijn Moeraskartelblad, Wateraardbei, Waterdrieblad, Ronde zonnedaauw, Blauwe zegge, Tweerijige zegge en mogelijk Ronde zegge ook op de LIFE-vloten gevonden, meestal met 1 of hooguit een paar exemplaren. Hierbij zijn Wateraardbei, Waterdrieblad en Ronde zonnedaauw ook echt als kiemplanten gevonden, waarbij duidelijk was dat ze uit zaad opkwamen. Er moet worden opgemerkt dat de determinatie van de zeggesoorten zeer lastig was, aangezien ze in allerlei ontwikkelingsstadia voorkwamen (kiemplant tot uitgegroeid – polvormende soorten vaak (nog) niet polvormend, wortelstokken nog niet aanwezig). Ook bloeiden de meeste soorten niet en hadden ze geen zaad, en door de verschillende waterstanden, voedingsstoffenniveaus en competitie om licht van dezelfde soorten zegges kwam bijzonder veel variatie in habitus voor.

Met de huidige proefopzet is moeilijk te zeggen hoe belangrijk het inzaaien van de vloten is geweest voor de vegetatieontwikkeling. Tijdens het veldwerk viel het op dat vooral aan de randen van de vloten de vegetatie zich sterk ontwikkelde, en veel minder in het midden van de mat. Vaak groeiden de matten uiteindelijk dicht vanaf de randen, terwijl er op zich wel kiemplanten opkwamen in het midden van de matten. Het leek er op dat er veel plantfragmenten aanspoelden aan de randen van de vloten, die zich vervolgens vanuit deze fragmenten vestigden. Dit suggereert dat het bieden van structuur in het water, waar drijvende plantfragmenten aanspoelen en zich kunnen vestigen, al kolonisatie op gang kan brengen, waarbij het wellicht niet nodig is ook in te zaaien. Tenzij er specifieke soorten gewenst zijn die niet in het gebied voorkomen, maar dan blijft het de vraag of die er in slagen te kiemen en zich stand te houden in de concurrentie met andere soorten. Het zou zeer interessant zijn het aanbieden van dergelijke vloten te testen zonder en met toegevoegde zaden om vast te stellen wat de toegevoegde waarde van inzaaien is.

Monitoring van de aangebrachte Krabbenscheerplanten

Aan het einde van het eerste groeiseizoen waren er ook grote verschillen in de aanwezigheid van de aangebrachte Krabbenscheerplanten. Bij 1/3 van de vloten was de ingebrachte Krabbenscheer inmiddels (bijna) helemaal verdwenen, zeer waarschijnlijk door vraat van watervogels en/of Amerikaanse rivierkreeften. Aan het eind van het tweede groeiseizoen waren nog meer Krabbenscheerplanten verdwenen, waarbij gedurende de zomer hele veldjes Krabbenscheer er kortgeschoren bij lagen, d.w.z. stevig aangevreten door watervogels, waarna ze uiteindelijk verdwenen. In augustus 2015 waren in 15 van de 45 vloten nog Krabbenscheerplanten terug te vinden verdeeld over alle drie de studiegebieden, variërend van 1-90% bedekking. De Krabbenscheren waren op het eind van de studie nog het talrijkst aanwezig in

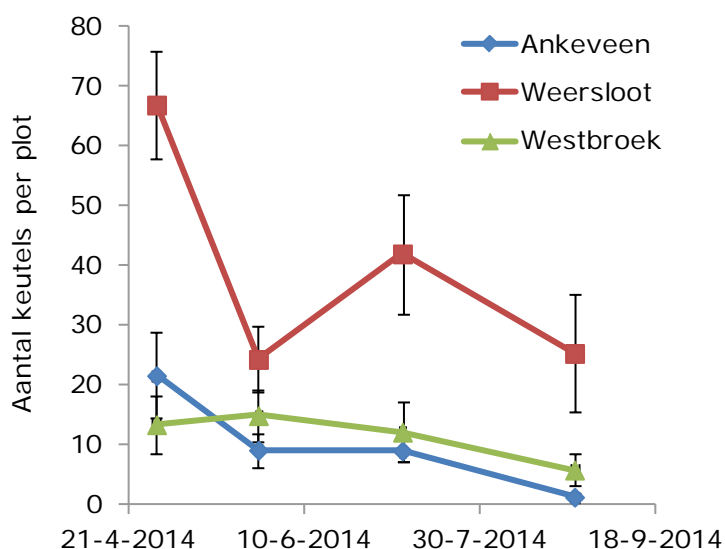
Ankeveen petgat 3 in 4 van de 5 vloten, Weerslootgebied petgat 3 in vlot a (geheel verdwenen uit de andere 4 vloten in dit petgat) en Westbroek petgat 1 in 4 van de 5 vloten. Deze drie petgaten verschillen enorm in chemische water- en bodemkwaliteit (tabel 4.1), maar zijn wel allemaal dieper dan 75 cm. Het is niet duidelijk waarom juist in deze petgaten de Krabbenscheerplanten het beste zijn blijven doen. Dit kan ook oeval zijn, of een kwestie van tijd voordat ze hier ook verdwenen zijn door begrazing. Opvallend is verder dat er in het Weerslootgebied alleen nog maar Krabbenscheerplanten aanwezig zijn in de noordwestelijk gelegen vloten.

Verdere ontwikkeling van de LIFE-vloten

De verdere ontwikkeling van de vegetatie vloten is speculatief. Na twee jaar ontwikkeling vanaf kale vloten is de hoeveelheid planten duidelijk toegenomen en de samenstelling van de vegetatie dynamisch en het tweede jaar anders dan het eerste jaar. Dit heeft ermee te maken dat de vegetatie zich vanuit zaad en stekjes ontwikkelt, waar competitie nog geen rol speelt tot een dichte vegetatie waar competitie tussen planten belangrijk wordt. Daarnaast zijn de vloten sterk gezakt, waardoor ze over de tijd steeds natter zijn komen te liggen. Inmiddels liggen veel (net) onder water, wat sterke effecten op de kieming zal hebben, aangezien de meeste emergente planten niet, of slecht, onder water kiemen (Sarneel *et al.* 2014a; Van Leeuwen *et al.* 2014). Uitzondering is Kleine lisdodde, die dan ook massaal kiemde op vloten in met name het Weerslootgebied, zodra die plasdras kwamen te liggen. Hierdoor is een verschuiving van dominantie door grassen zoals Rood zwenkgras, Gestreepte witbol en Kweek naar nattere soorten, zoals zegges, Moeras-vergeet-me-nietje en Watermunt aan het plaatsvinden, en dus Kleine lisdodde. Opvallend is dat de ontwikkeling van de planten in de voedselarmere petgaten weliswaar erg langzaam is, maar dat dit relatief minder ruigtekruiden en meer zegges lijkt op te leveren, alsook sporadische vestiging van soorten als Moeraskartelblad, Waterdrieblad, Wateraardbei, Grote boterbloem en Ronde zonnedauw. Aangezien de planning van het experiment met de LIFE-vloten is om de vloten na het derde jaar (2016) te ontmantelen en de vloten zelf drijvend vermogen moeten hebben uit de vegetatie die gevormd is, lijkt het nu zo dat de meest interessante vloten mogelijk het minste drijvend vermogen hebben door de zeer lage vegetatiebedekking. Aan de andere kant zal een massale ontwikkeling van vegetatie, zoals in een enclosure waar tot 3 m hoge lisdodde in stond, ook zorgen dat ofwel het vlot kantelt als het losgemaakt is, of zinkt door het gewicht. Aan de andere kant zal deze opgaande vegetatie alsnog boven water uitsteken als het vlot gezonken is, en wellicht biedt dit de beste kansen op overleving na het ontmantelen van de vloten.

Effect van watervogels

Met name het Weerslootgebied bleek een aantrekkelijk gebied voor watervogelbezoek op de vloten (figuur 4.26). Eind april 2014 lagen er grote plakkaten keutels, wat over de zomer wat afnam. Als het volledige vegetatieplot bedekt is met watervogelkeutels is het duidelijk dat er weinig planten staan. Het Weerslootgebied is waarschijnlijk aantrekkelijk voor watervogels vanwege de combinatie van kleine petgaten die liggen in een matrix van agrarische graslanden met voedselrijk gras en kruiden. Zodoende is hoog kwalitatief voedsel van de graslanden goed te combineren met de veiligheid van het nabije water. Omdat de petgaten zelf ook voedselrijk zijn, is waarschijnlijk ook de kwaliteit van de moerasplanten in de petgaten goed voor grazende watervogels.



Figuur 4.26. Aantal watervogelkeutels per plot, gemeten buiten de exclosures. De gegevens van augustus 2015 laten een zelfde patroon zien. Gegevens zijn het gemiddelde \pm standaardfout, $n=15$.

Number of waterbird droppings per plot in 2014. Data from August 2015 showed a similar pattern. Data are means \pm standar error, $n=15$.

Tijdens de eerste telronde zijn op 30 april van elk middelste vlot per petgat van 5 plaatsen op dat vlot wat keutels verzameld, die samen te kiemen zijn gezet (180 g versgewicht) in de kas op het NIOO. Het viel op dat op de vloten regelmatig kiemplanten op watervogelkeutels opkwamen, waardoor we wilden testen of de watervogels zelf zaden inbrengen. Dat bleek inderdaad het geval, er kiemden 5 soorten ruderaale planten (tabel 4.3). Watervogels kunnen dus zaden inbrengen van de plantensoorten die ze graag eten en deze gelijk bemesten door de voedingsstoffen uit de keutels.

Tabel 4.3. Aantal kiemplanten gekiemd uit 180 g watervogelkeutels verzameld op de vloten op 30 april 2014 in 9 petgaten. Number of seedlings germinated from 180 g waterbird droppings collected on the platforms on 30 April 2014 in all 9 ponds.

Petgat	Ankeveen			Westbroek			Weersloot		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Paardenbloem (<i>Taraxacum officinale</i>)								1	
Witte klaver (<i>Trifolium repens</i>)							1		
Straatgras (<i>Poa annua</i>)	1	6	5			3	2	4	3
Pitrus (<i>Juncus effusus</i>)	1		1						
Blaartrekkende boterbloem (<i>Ranunculus sceleratus</i>)			2						
Totaal	2	6	8	0	0	3	3	5	3

4.2.6 Conclusies en aanbevelingen

De LIFE-vlotten hebben veel inzicht gegeven in de kansen op het ontwikkelen van moerasvegetatie in het Oostelijke Vechtplassen gebied. De belangrijkste conclusies en aanbevelingen zijn:

- Bij een hoge nutriëntenbeschikbaarheid ($> 5 \mu\text{mol/l}$ fosfor in het vlot) is zeer snelle ontwikkeling van moerasvegetatie mogelijk, in 2 jaar tijd van kaal substraat tot kilo's droge stof per vierkante meter.
- Bij een hoge dichtheid aan watervogels wordt dit proces grotendeels teniet gedaan en zal zich een veel lagere biomassa ontwikkelen, met name bestaande uit onsmakelijke of ruderaal soorten, zoals Waterscheerling en Tandzaad.
- Trilveenvegetatie ontwikkelt zich niet in 2 jaar tijd vanaf kale vlotten. Dit komt doordat trilveenvegetatie gebaat is bij een lage nutriëntenbeschikbaarheid waardoor het (veel) langer zal duren voordat er een behoorlijke bedekking wordt gehaald. De meest gewenste vegetaties zullen dus het langst op zich laten wachten.
- Als het gewenst is om uit zaad een trilveenvegetatie op gang te brengen dan is het het beste deze in de gewenste samenstelling in te planten of in te zaaien, zonder andere competitieve en sneller groeiende soorten.
- Vlotten zijn een uitstekende constructie om drijvende stekjes en zaden van moerasplanten in te vangen. Ook zonder deze soorten in te zaaien zal dit een sterke stimulans zijn om verlandingsvegetaties te ontwikkelen, waarbij het type verlanding qua soortensamenstelling sterk bepaald zal worden door het aanbod van propagulen in het betreffende petgat.
- De diepte van een petgat komt naar voren als een verklarende variabele voor de hoeveelheid vegetatie die ontwikkelt en de soortenrijkdom: de ontwikkeling gaat beduidend sneller in ondiepe petgaten ($< 75 \text{ cm}$ diep), terwijl de soortenrijkdom hoger is in diepe petgaten ($> 75 \text{ cm}$ diep). Dit kan een artefact zijn als gevolg van de samenhang tussen ondiepe petgaten die meer fosforbeschikbaarheid hadden en een hogere graasdruk door watervogels in deze studie, maar is de moeite waard om in overweging te nemen of verder te onderzoeken, aangezien in een eerdere studie een soortgelijke relatie gevonden werd (Sarneel *et al.*, 2014b) en het sturen op diepte van nieuwe petgaten een makkelijk te implementeren inrichtingsmaatregel kan zijn.
- De precieze ligging van de vlotten in de petgaten bleek weinig uit te maken voor de vegetatieontwikkeling. Alleen de vlotten in het midden van de petgaten hadden een lagere vegetatiebedekking en soortenrijkdom, mits er begrazing was door watervogels.
- De samenhang tussen fosforbeschikbaarheid en watervogeleffecten op moerasplantenontwikkeling roept de vraag op of petgaten die in een matrix van landbouwpercelen liggen wel kansrijk zijn voor trilveenontwikkeling, omdat deze zowel voedselrijk zijn als aantrekkelijk zijn voor watervogels die ook op voedselrijk gras willen grazen. Mogelijk dat het graven van nieuwe petgaten, met als doel de ontwikkeling van trilveenvegetaties, kansrijker is in een voedselarmere omgeving die tevens minder aantrekkelijk is voor grazende watervogels. Daarnaast is het wellicht kansrijker om petgaten temidden van landbouwpercelen zich te laten ontwikkelen tot voedselrijkere moerasvegetatie en/of moerasvogelhabitat, wat ook waardevolle doelstellingen zijn.

4.3 Experimenteel veldonderzoek plaggen oevers

In dit experiment werd op veldschaal gekeken naar de effecten van het plaggen van de oever, en de ontwikkeling van de vegetatie op zowel de oever als in het oppervlaktewater die hierna volgde. Hiermee wordt getest of het plaggen van de oever kan leiden tot een gewenste vegetatie-ontwikkeling die uiteindelijk het verlandingsproces vanaf de oever naar het water kan stimuleren. De meeste ideale situatie zou zijn dat er een kragge ontwikkelt omdat geschikte planten vanaf de oever het water in groeien en een geschikte basis gaan vormen voor de succesie richting trilveen-vegetaties. De duur van dit veldexperiment is echter te kort (2 jaar) om deze stap in de successie te kunnen testen, daarom zal dit experiment zich vooral focussen op de eerste stap; de ontwikkeling van een kragge vanaf de oever het water in. De verwachting was dat het plaggen van de oever leidt tot meer ruimte en meer licht op de oever, minder steile oevers, nattere oeveromstandigheden, ondiep water en een grotere kans op overstroming. Daarnaast zou het, afhankelijk van de plagdiepte en dieptegradiënt, ook kunnen leiden tot een verlaging van de nutriëntenbeschikbaarheid, zoals in schraallanden op veen (Grootjans *et al.*, 2007). Hiermee neemt het potentieel geschikte areaal voor oeverplanten naar verwachting sterk toe (Sarneel *et al.*, 2012). Anderzijds bestaat het risico dat de overbodem voedselrijk blijft na het plaggen, bijvoorbeeld bij voedselrijke oevers, waardoor er op de ondiepe geplagde oevers massaal Pitrus zou kunnen ontwikkelen en in het ondiepe water in de zomer zelfs bloei van blauwalgen (waarnemingen De Deelen, L. Lamers & J. Geurts). De effectiviteit van het plaggen van de oever is getest op 2 verschillende veldlocaties die verschillen in nutriëntenbeschikbaarheid na het plaggen van de oever.

4.3.1 Experimentele opzet

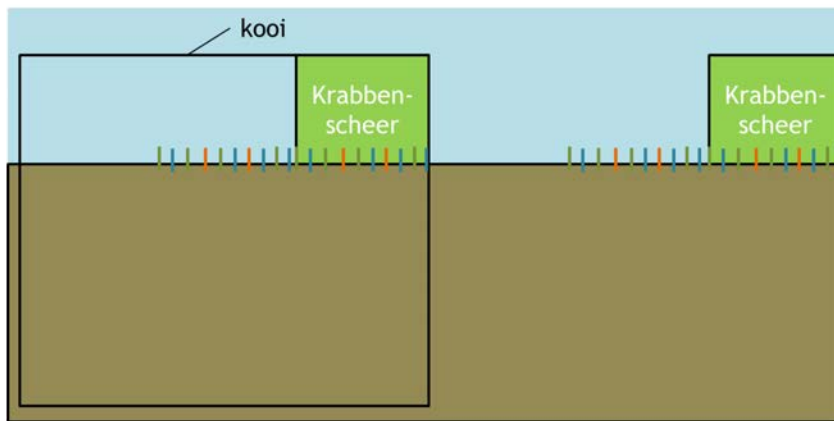
In september 2013 zijn plagproeven ingericht op twee petgatoevers in de Westbroekse Zodden en de Molenpolder (figuur 4.27). Om in te schatten voor beide locaties hoe de nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem zal zijn na plaggen, is vooraf de P-beschikbaarheid gemeten aan de hand van diepteprofielen (Lamers *et al.*, 2005; Smolders *et al.*, 2006; Loeb *et al.*, 2007; 2008). Per locatie zijn op 5 plekken op 50 cm en 150 cm van de oever bodemonsters verzameld op 4 dieptes (excl. de toplaag met planten): 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm en 30-40 cm. De bodems zijn geanalyseerd op de beschikbaarheid van nutriënten in de vorm van Olsen-P extracties, waterextracties, zoutextracties en totaaldestructies.

Op beide gekozen locaties bleek er wel een dieptegradiënt in plantbeschikbaar fosfaat (Olsen-P) te zijn. De Olsen-P-concentratie neemt duidelijk af met de diepte. De oever in de Molenpolder bleek over de hele gradiënt 2 keer zo P-rijk te zijn als de oever in de Westbroekse Zodden (figuur 4.29). Er is in beide gebieden 30-40 cm afgegraven, en deze plagdiepte geldt aan de waterkant. Het talud loopt vanaf de waterkant geleidelijk op naar 10 cm plagdiepte op 1,5 meter van de waterkant. Het plagsel dat vrijkwam, is door Staatsbosbeheer gebruikt ter versteviging van verzakte delen elders op dezelfde legakker. In figuur 5.29 is ook de Olsen-P-concentratie na afgraven weergegeven (gele balken), gemeten in de toplaag (0-10 cm) op 50 cm van de oever. In Westbroek is de Olsen-P-concentratie vrijwel overal een stuk lager geworden na afgraven, terwijl de Olsen-P-waarden in Molenpolder relatief hoger zijn gebleven.

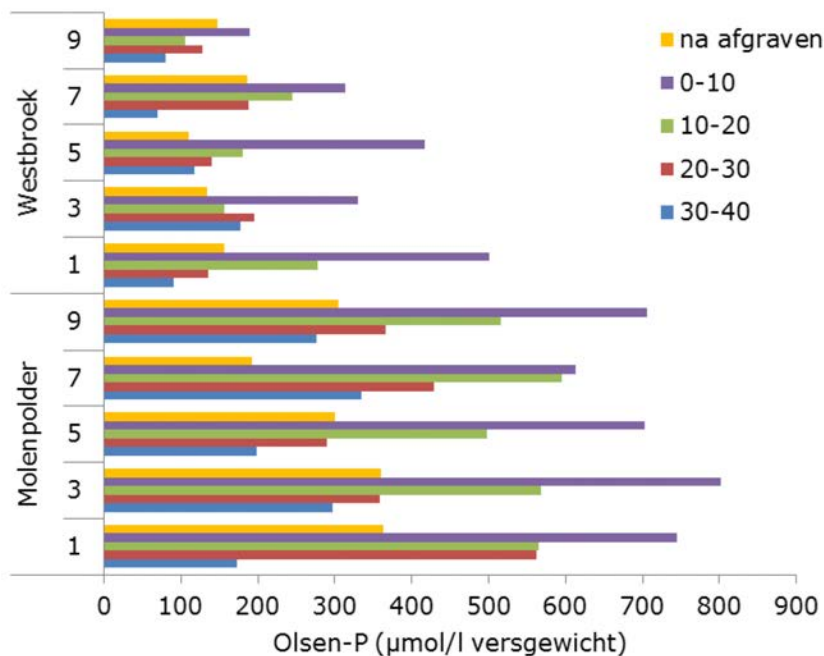


Figuur 4.27. Weergave van de plagexperimenteren in Westbroek (boven; links) en Molenpolder (boven; rechts), en de oever die experimenteel is geplagd (foto onder, plot links) en ongeplagd (foto onder, plot rechts). Overview of the top-soil removal experiment in Westbroek (upper; left) and Molenpolder (upper; right), and the banks with (lower; left plot) and without (lower; right plot) the experimentally removed soil.

Beide petgatoevers zijn geplagd over een lengte van 60 meter en breedte van 1,5 meter, met een plagdiepte en hellingshoek op basis van het vooronderzoek. De ontwikkeling van deze geplagde oever is vervolgens vergeleken met een vergelijkbaar stuk oever van dezelfde lengte waar niet geplagd is (figuur 4.27). Na het plaggen werden vervolgens stekken van de *ecosystem engineers*/verlanders Kleine lisdodde, Moerasvaren en Slangenwortel aangebracht afkomstig uit de Westbroekse Zodden. Omdat Riet in veel plots al van nature aanwezig was, werd deze soort niet aangeplant. Per locatie werden 3 stekken van elke soort aangebracht in 20 subplots van 1 m breed op zowel de geplagde als de ongeplagde oever (figuur 4.28). Bij de helft van deze subplots werden veldjes met Krabbenscheer van ca. 1x1 m gecreëerd in het water tegen de oever aan om de uitbreiding van oeverplanten te faciliteren door oeverbescherming, minder golfwerking, bescherming tegen begrazing en het bieden van ondersteuning aan uitlopers van oeverplanten. Daarnaast werd in 10 andere subplots op zowel de geplagde als ongeplagde oever de spontane ontwikkeling gevolgd (controlesituatie zonder introductie van soorten). Per locatie zijn 2 behandelingen (met en zonder anti-graaskooi) en 5 replica's ingezet.



Figuur 4.28. Schematische weergave (bovenaanzicht) van de plagproefopzet met 3 subplots in de anti-graaskooi en 3 subplots zonder kooi. Deze opzet is ingezet in 5-voud op zowel de geplagde als de ongeplagde oever. Schematic overview (top view) of the experimental set-up with 3 sub-plots with or without anti-graze areas. This has been performed on banks with or without top-soil removal (n=5).



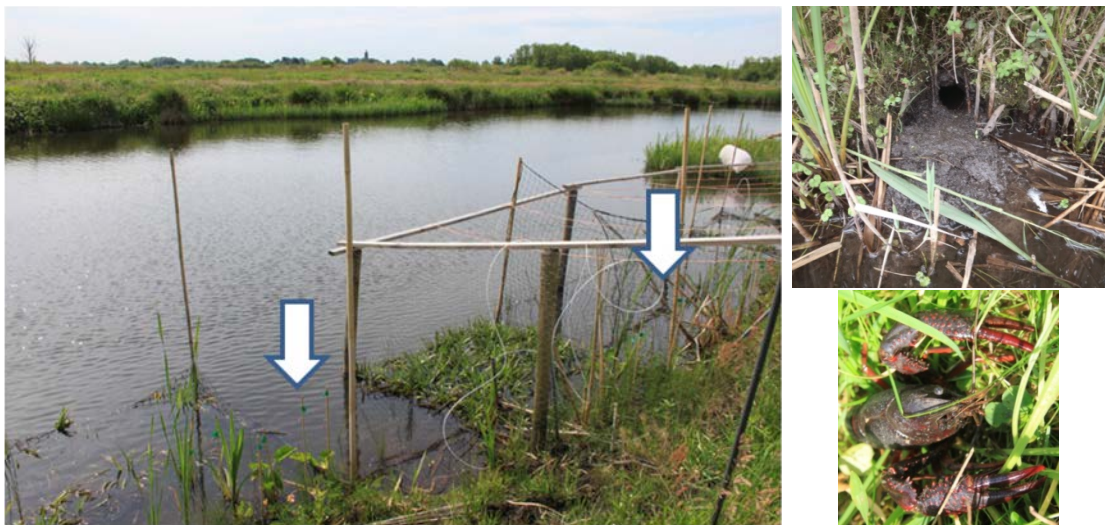
Figuur 4.29. Verloop van de plantbeschikbare fosfaatconcentratie (Olsen-P) in Westbroek en Molenpolder op 50 cm van de oever en op verschillende dieptes voor afgraven en in de topsoil (0-10 cm) na 30-40 cm afgraven. Plant-available phosphorus concentration (Olsen-P) in the soil of Westbroek and Molenpolder at different depths before top-soil removal, and in the top-soil afterwards (yellow bars).

4.3.2 Monitoring

De geplagde en ongeplagde oevers zijn bemonsterd door middel van het verzamelen van oppervlaktewater naast de oevers en porievocht op de oever en in de waterbodem onder de Krabben-scheer met keramische cups. Hiermee werd bepaald of de nutriëntenbeschikbaarheid voor de ingezette vegetatie niet te hoog of te laag was voor een succesvolle ontwikkeling van meerdere soorten verlanders. Daarnaast zijn vegetatieopnamen uitgevoerd en/of groeimetingen gedaan, in het tweede jaar bovengronds semi-kwantitatief (hoogte, lengte, bedekking, aantal scheuten), en kwantitatief door bemonstering van de bovengrondse biomassa (gram per vierkante meter).

Door 5 replica's per behandeling te onderzoeken, kan per locatie een gekoppelde vergelijking gemaakt worden voor het testen van oeverplaggen als maatregel en kunnen statistisch goede uitspraken gedaan worden of, hoe snel en op welke locatie verlandings vanuit afgeplagde oevers kan optreden, of dit langzamer/slechter gaat als er niet geplagd wordt, of dit sneller/beter gaat door soorten te introduceren, of dit sneller/beter gaat als er een Krabbenscheerveld aanwezig is en wat het effect is van begrazing op de initiële verlandings vanuit afgeplagde en niet afgeplagde oevers. De data werden statistisch getest door middel van 2-weg ANOVA's. Hiervoor werd het statistiek programma IBM SPSS versie 21 gebruikt.

In 2014 heeft het NIOO extra metingen gedaan om het effect van vraat op Krabbenscheer uit te testen. Het leek namelijk alsof de Krabbenscheerveldjes met name in de Molenpolder zowel binnen als buiten de graaskooien verdwenen, waarbij het de vraag was of er dan toch ook graas binnen de graaskooien optrad. Ook waren bij het bouwen van de grote graaskooien veel Rode Amerikaanse rivierkreeften (*Procambarus clarkii*) gezien, wat tot de hypothese leidde dat Amerikaanse rivierkreeft verantwoordelijk was voor de graas. Daarnaast was het onduidelijk of de Krabbenscheerplanten buiten de graaskooien –ondanks de netten waarin ze zaten– wegdreven, of dat ze daadwerkelijk verdwenen door graas. Om beide vragen te beantwoorden zijn er individuele Krabbenscheren uitgezet binnen en buiten de bestaande graaskooien (figuur 4.30). Deze graaskooien houden watervogels en grotere vissen buiten. De Krabbenscheerindividuen voor deze proef werden uit de veldjes gehaald en met een touw aan een bamboestok gebonden zodat ze niet konden wegdrijven. Om het effect van kreeften te bepalen zijn kleine kreeftenkooitjes gemaakt van 50 cm hoog en 50 x 50 cm breed en lang. Voor de zijanten is gaas met een maaswijdte van 1 x 1 cm gebruikt, voor het dak en de bodem gaas met een maaswijdte van 0,5 x 0,5 cm. In deze kleine graaskooi is 1 Krabbenscheerplant geplaatst. De kleine graaskooi werd in de bestaande grote graaskooi geplaatst, zodat de groei van Krabbenscheer onder drie condities getest kon worden: (1) in aanwezigheid van alle grazers, (2) in aanwezigheid van kreeften en kleinere vissen, zonder watervogels of grote vissen en (3) zonder alle grazers. Door de groei van Krabbenscheer te vergelijken tussen (1) en (2) wordt het effect van watervogels en grote vissen duidelijk, het vergelijk van (2) en (3) geeft het effect van kreeften en kleine vissen, waarbij opgemerkt moet worden dat kleine vissen eigenlijk geen planten eten. Deze opzet werd in de Molenpolder en in Westbroek toegepast met 5 replica's in elk gebied op de geplagde oever. Alles is ingezet op 28 mei 2014 en weer uitgehaald op 26 augustus 2014. Voordat de Krabbenscheer is ingezet zijn de planten individueel gewogen, wat ook bij het uithalen werd gedaan (in beide gevallen natgewicht), waardoor de groei van de planten kon worden vastgesteld.

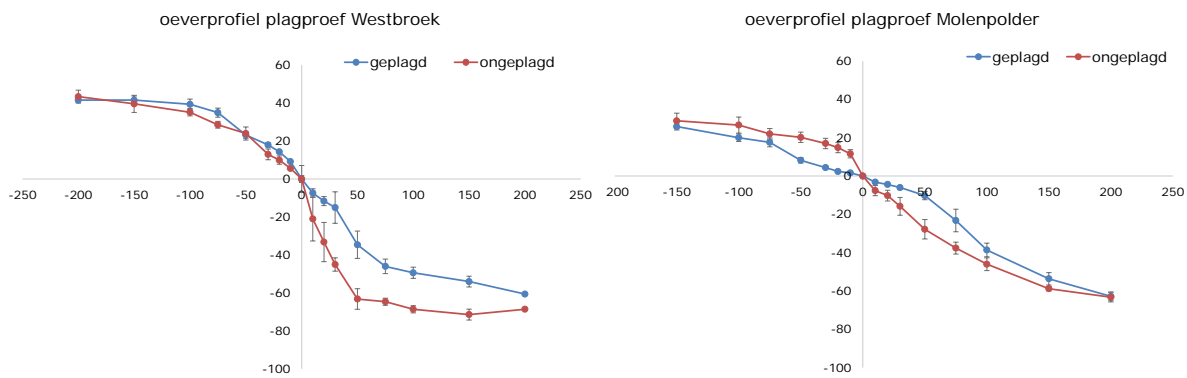


Figuur 4.30. Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procamburus clarkii*) en een holletje in de oever in Molenpolder (rechts). Links (grote foto) een graaskooi met uitgezette veldjes *Krabbenscheer*. De *Krabbenscheer*individuen werden uit het veldje gehaald, gewogen en aan een bamboestok gebonden die buiten de graaskooi kwam te staan (witte pijl links) en een stok met *Krabbenscheer*plant werd in de bestaande graaskooi geplaatst (witte pijl rechts, buiten het veldje *Krabbenscheer*). Binnen de graaskooi werd een extra kooitje van fijnmazig gaas met een *Krabbenscheer*plant geplaatst, ook rechts van het bestaande veldje. Foto's: L. Bakker.

Procamburus clarkii and its nest found in the bank of Molenpolder (right photos). Left photo shows an anti-graze area. The white arrows indicate where an individual *Stratiotes aloides* was placed inside and outside these areas. Inside the anti-graze area, a small cage with one individual of *Stratiotes aloides* was placed extra to prevent grazing by *Procamburus clarkii*.

4.3.3 Effecten van plaggen op de oevervorm en abiotiek

Door het plaggen is duidelijk te zien dat de oeverprofielen in zowel Westbroek als Molenpolder minder steil zijn geworden (figuur 4.31). Hierdoor is de eerste 50-100 cm vanaf de oever onder water minder diep dan voor het plaggen. De kruising van de twee assen op figuur 4.31 geeft aan waar de waterlijn is; deze is door plaggen in de proeflocaties door de minder steile oever dus meer opgeschoven richting de oever. In Westbroek zorgde het plaggen vooral voor een flauwere oever onder water, terwijl in de Molenpolder zowel onder als boven de waterlijn de oever verflauwd werd. Als gevolg van het afplaggen van de oever is de verhouding tussen het oppervlakte van oever en water in de proefvakken veranderd van 70:30 in de ongeplagde locaties naar 50:50 in de geplagde locaties.



Figuur 4.31. Het profiel van de oevers in de proefvakken die geplagd of ongeplagd zijn in Westbroek (links) en Molenpolder (rechts). De y-as geeft de waterlijn aan na plaggen. Bank profiles in the plots with or without top-soil removal in Westbroek (left) and Molenpolder (right). The y-axis represents the waterline after top-soil removal.

Zoals ook uit de resultaten van de rietvloten bleek (paragraaf 4.2), was in Molenpolder de buffercapaciteit en de Ca- en HCO₃-concentratie in het oppervlaktewater duidelijk lager en de SO₄-concentratie meer dan de helft hoger dan in Westbroek. In het bodemvocht op de oevers van Molenpolder werden, zoals verwacht, ook hogere P-concentraties gemeten, die gemiddeld 2x zo hoog waren in de geplagde oevers (20 µmol/l; 0,6 mg P/l) dan in de ongeplagde oevers (10 µmol/l; 0,3 mg P/l). Omdat na plaggen de waterlijn is verschoven ontstonden er nattere omstandigheden op de geplagde oever, waardoor reductieprocessen toenamen en vervolgens de ijzergebonden P-fractie vrijkwam in het bodemvocht.

In Westbroek was de P-concentratie in het bodemvocht van zowel de ongeplagde als geplagde oevers bij start van het experiment resp. gemiddeld 8-9 µmol/l (0,25-0,29 mg P/l). In de ongeplagde oever bleef P in het bodemvocht vrij hoog tot aan het einde van het experiment (6,6 µmol/l; 0,20 mg P/l), terwijl deze in de geplagde oevers tijdens het experiment afnamen tot een waarde van 2,3 µmol/l (0,07 mg P/l). Ook de Fe concentraties in het bodemvocht waren de helft lager (250 µmol/l; 14 mg/l) in de geplagde oevers dan in de ongeplagde oevers op deze locatie. Deze lagere P (en Fe) waarden in het bodemvocht van de geplagde oevers waren zeer waarschijnlijk het gevolg van de lagere P gehalten in de oeverbodem na het plaggen (figuur 4.27), al dan niet in combinatie met de lagere SO₄ concentraties op deze locatie.

De NH₄-concentraties in het bodemvocht waren initieel veel hoger in Westbroek in zowel de ongeplagde als geplagde oevers (resp. gemiddeld 85-120 µmol/l; 1,2-1,7 mg N/l) dan in Molenpolder (resp. gemiddeld 25-17 µmol/l; 0,35-0,24 mg N/l). Terwijl de lagere NH₄-concentraties in Molenpolder ongeveer gelijk bleven in het bodemvocht gedurende de gehele onderzoeksperiode, namen de hoge NH₄-concentraties in Westbroek na 1 jaar af. Dit was met name op de geplagde oever van Westbroek het geval (15 µmol/l; 0,21 mg N/l), terwijl de NH₄-waarden in het bodemvocht van de ongeplagde oever gemiddeld nog 45 µmol/l bleven (0,63 mg N/l). In Westbroek bleef de oevervorm nagenoeg hetzelfde terwijl deze in Molenpolder lager en dus natter werd na het plaggen. Voor zowel P als NH₄ is in Westbroek een afname te zien op de geplagde oever, mogelijk omdat aerobe processen hier een grotere rol spelen en kunnen leiden tot een lagere nutriëntenbeschikbaarheid voor planten. De relatief nattere condities in Molenpolder als gevolg van plaggen, daarentegen, hebben gedurende de hele onderzoeksperiode gezorgd voor een continue plantenbeschikbaarheid van zowel N als P in het bodemvocht.

4.3.4 Effecten van plaggen op de vegetatieontwikkeling

In de Westbroekse Zodden werden de ongeplagde oevers gedomineerd door Rietgras (*Phalaris arundinacea*), Hennegras (*Calamagrostis canescens*) en Pluimzegge (*Carex paniculata*), met daartussen soorten als Gele lis (*Iris pseudacoris*) en Grote wederik (*Lysimachia vulgaris*). Ook kwamen eutrafentere soorten als Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en Braam (*Rubus* spp.) veelvuldig voor (figuur 32; rechts). Gemiddeld kwamen er 18 soorten voor binnen de proefvlakken.

De openheid die wordt gecreëerd door te plaggen zorgt ervoor dat er opnieuw vestiging van (pionier)soorten kan plaatsvinden. De vestiging van de vegetatie was 2 jaar na plaggen al zover ontwikkeld dat het vegetatiedek weer geheel gesloten was in Westbroek, er werd geen verschil meer gevonden in de totale bedekking tussen de geplagde en ongeplagde oevers. De geplagde oevers waren kruidenrijker (totaal gemiddeld 27 soorten binnen het gehele proefvlak), met onder andere meer Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum*), Moerasrolklaver (*Lotus pedunculatus*), Watermunt (*Mentha aquatica*), Speerdistel (*Cirsium vulgare*) en Lidrus (*Equisetum palustre*). Op enkele plekken vestigde zich Grote boterbloem (*Ranunculus lingua*) op de geplagde oevers. Aan grasachtigen kwam er meer Pitrus (*Juncus effusus*), Zomprus (*Juncus articulatus*), Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*) voor. Ook opvallend was de vestiging van Snavelzegge (*Carex rostrata*), die in circa 60% van de geplagde proefvlakken op de verflauwde overgang van oever naar water groeide. Op de ongeplagde oevers, die zeer steil waren en aan de waterzijde begrensd werden door pollen van Pluimzegge, groeide de soort niet. Zowel de ontwikkeling van Zomprus, Snavelzegge en Grote Boterbloem na plaggen is voor verlandings gunstig omdat deze soorten allemaal ondegroondse uitlopers vormen die een positief effect kunnen hebben op het verlandingsproces naar het water. Ook de ingezette *ecosystem engineers* Kleine lisdodde, Moerasvaren en Slangenwortel deden het in Westbroek beter op de geplagde dan op de ongeplagde oevers. Bovendien kwamen in het water van alleen de geplagde proefvlakken, waar door het plaggen de waterbodem zandig was en geen sliblaag had, Kranswieren (*Chara* spp.) voor, mits beschermd tegen graas. Ook nam het aandeel aan andere waterplanten wat meer toe na plaggen, waaronder de soorten Kleine watereppe (*Berula erecta*) en Slanke waterkers (*Rorippa microphylla*).

In de Molenpolder werden de oevers gedomineerd door Riet (*Phragmites australis*), waarin Moeraszegge (*Carex acutiformis*), Oeverzegge (*Carex riparia*), Koninginnekruid (*Eupatorium cannabinum*), Braam en Brandnetel een hoog voorkomen hadden (gemiddeld eveneens circa 18 soorten per proefvlak). Net als in Westbroek nam na plaggen het aandeel van Zomprus, Pitrus, Gestreepte witbol, en soms wat Paddenrus (*Juncus subnodulosus*) toe, maar opvallend genoeg nam Koninginnekruid af. In diverse plots werd na plaggen ook Waterscheerling (*Cicuta virosa*) gevonden, terwijl deze soort volledig afwezig was waar niet geplagd was. Gemiddeld kwamen er 26 soorten voor na plaggen. Door de aanwezigheid van Zwarte els (*Alnus glutinosa*) vlak bij de proefvlakken, was er ook sprake van opslag van jonge elzen in de geplagde proefvlakken. De ontwikkeling van relatief wat meer ruigtesoorten op de geplagde oever van Molenpolder kan tevens zijn bevorderd door de hogere beschikbaarheid van nutriënten in het bodemvocht van Molenpolder op de geplagde oevers. Na het plaggen bleef de dominantie van Riet echter hoog (bedekking meer dan 50, en meestal meer dan 75%). De ingezette Slangenwortel was na twee jaar alleen nog aanwezig op de geplagde oevers. Snavelzegge werd in de Molenpolder niet aangetroffen.

Doordat de oevers tijdens het experiment niet gemaaid werden, is het verschil tussen de geplagde oevers, die in 2013 geheel vegetatieloos waren, en de niet-geplagde oevers mogelijk iets vergroot. Bij aanvang van het experiment was de vegetatie op de ongeplagde oever echter wel kort gemaaid, de interactie tussen plaggen en maai-beheer is in dit experiment verder buiten beschouwing gelaten.



Geplagde oever

Ongeplagde oever

Figuur 4.32. De vegetatieontwikkeling van de geplagde (links) en ongeplagde (oever) in het veldexperiment bij Westbroek. Vegetation development with (left) or without (right) top-soil removal in the field experiment of Westbroek.

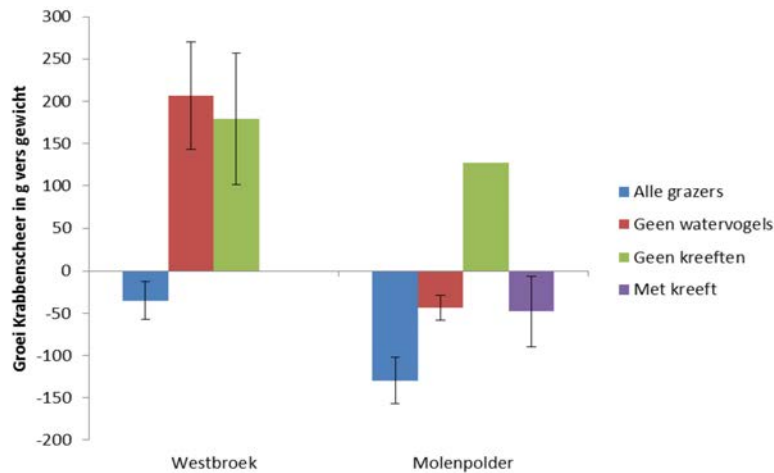
4.3.5 Effecten van begrazing

Door anti-graaskooien van kippen gaas te plaatsen om de vegetatie werd de begrazing door watervogels uitgesloten. Langs de zijden van de anti-graaskooien waren in het water veel vraatsporen te zien aan de vegetatie. De graaskooien bleken in Westbroek een significant positief effect te hebben op de totale bedekking van de vegetatie ($p < 0,001$). Het bleken vooral waterplanten die profijt hebben van de kooien in Westbroek, zoals Grote waterweegbree (*Alisma plantago-aquatica*) en Kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*). Kranswieren (*Chara* spp.) namen ook toe binnen de anti-graaskooien, maar dit positieve effect werd alleen bij de geplagde oevers waargenomen. Tevens werd er een positief effect gevonden op de totale vegetatiebedekking door de introductie van soorten ($p < 0,001$). Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) was na twee jaar alleen nog binnen de kooien aanwezig op de plekken waar deze was uitgezet, en dit effect was ook zichtbaar buiten de anti-graaskooien als het net, dat om de planten was geplaatst om wegdrijven te voorkomen, boven de waterlijn uitstak.

In Molenpolder daarentegen was er geen significant effect van de anti-graaskooien te zien na 2 jaar. Het enige wat hier opviel was dat de bedekking met waterplanten overal zeer klein was in dit gebied, zeker vergeleken met Westbroek. Alleen de waterplant Gele plomp (*Nuphar lutea*) vertoonde een redelijke bedekking buiten de anti-graaskooien. Deze resultaten lijken er op te duiden dat begrazing door watervogels in dit gebied niet de belangrijkste rol speelt in de ontwikkeling van de vegetatie. Behalve begrazing door watervogels, kan er ook extra graasdruk zijn als gevolg van Amerikaanse rivierkreeft die tegenwoordig veel in het gebied voorkomt. Om dit uit te testen is het experiment met de fijnmazige kooien (exclosures) met hierin een Krabbenscheerplant uitgevoerd.

In Westbroek konden Krabbenscheerplanten goed groeien wanneer ze beschermd werden tegen vraat van watervogels; het extra uitsluiten van kreeften bracht geen verdere toename van de groei (figuur 4.33). De afwezigheid van een toegevoegd effect van vraat door kreeften kan liggen aan de afwezigheid of een lagere dichtheid van kreeften in Westbroek. In tegenstelling tot Westbroek waren in Molenpolder de Krabbenscheerplanten ook binnen de anti-graaskooien voor 85% geheel, en in de overige 15% grotendeels, verdwenen, zelfs in de meeste exclosures waar kreeftbegrazing tegengehouden zou worden (figuur 4.33). Er bleken echter toch kleine (ruim 5 cm) kreeftjes in 4 van de 5 exclosures te zitten. Deze kreeftjes zijn zeer waarschijnlijk door de 1x1 cm mazen gekropen toen ze klein waren, want ze konden er tijdens de monitoring niet meer uit. Aan de vraatsporen te zien hadden ze voor die tijd ook van de Krabbenscheerplant in de 'vogel'kooi gegeten (afgevreten, rafelige blad uiteinden). De groei van deze planten was dan ook even slecht als die van de planten

die groeiden in de aanwezigheid van kreeften, maar zonder watervogels (figuur 4.33, vergelijk de “geen watervogels” en “met kreeft” balk). In 1 kooi werden geen kreeften en geen vraatsporen (de “geen kreeften” balk) aangetroffen. Hoewel het slechts 1 plant is, geeft dit wel aan dat Krabbenscheergroei wel mogelijk is in de Molenpolder en zijn er sterke aanwijzingen dat kreeften een rol kunnen spelen bij het verdwijnen of tegengaan van vestiging van Krabbenscheer planten, en zeer waarschijnlijk ook andere waterplanten.



Figuur 4.33. Groei van Krabbenscheer individuen in de verschillende begrazingsbehandelingen ($n=5$; \pm SEM). Alle grazers – watervogels, vissen en kreeften; Geen watervogels – geen watervogels en grote vissen, wel kreeften (en kleine vissen); Geen kreeften – geen watervogels, vissen en kreeften (in Molenpolder $n=1$); Met kreeft – geen watervogels en grote vissen, wel kleine kreeftjes (alleen Molenpolder, $n=4$).

*Growth of *Stratiotes aloides* individuals with different anti-graze treatments ($n=5$; \pm SEM).*

4.3.6 Effecten van uitzetten ecosystem engineers

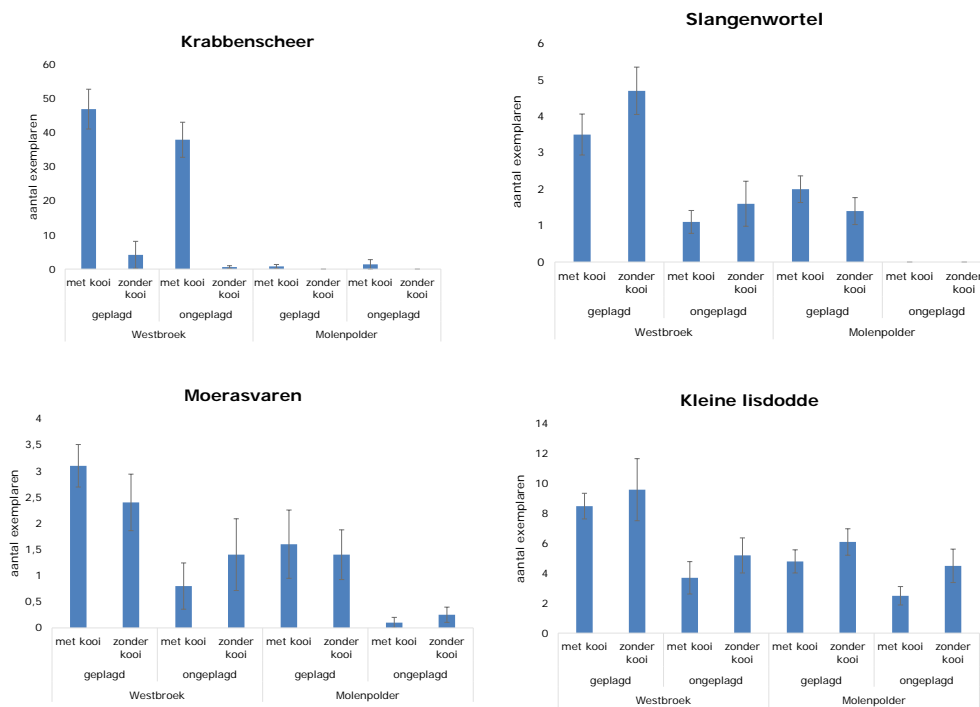
De ingezette Slangenwortel heeft zich redelijk goed gevestigd op de oever van Westbroek en kan zich goed vermeerderen op het deel dat geplagd is (figuur 4.34). Hierbij werd een duidelijk positieve interactie ($p < 0,001$) gevonden tussen plaggen en de introductie van deze soort. Behalve dat er meer exemplaren waren aangetroffen op de geplagde oever, waren deze exemplaren ook hoger dan op de ongeplagde oever en maakten zij langere uitlopers, tot wel 80 cm lang. Hetzelfde resultaat werd ook gevonden in Molenpolder, waarbij Slangenwortel alleen goed aangeslagen op de geplagde oever (interactie plaggen & introductie; $p < 0,002$). Deze exemplaren waren echter gemiddeld kleiner dan op de geplagde oever van Westbroek en de soort maakte ook minder lange uitlopers. De soort was geheel verdwenen op de ongeplagde oever.

Moerasvaren sloeg significant beter aan op de geplagde oevers van Westbroek ($p < 0,002$). Er werd tevens een significant positief effect ($p < 0,001$) gevonden door de introductie van deze soort, ook op de ongeplagde oever van Westbroek deden de ingezette exemplaren het redelijk (figuur 4.34). Bovendien bleek er in Westbroek een positieve interactie te zijn tussen de bescherming tegen graas door de kooien en introductie van moerasvaren ($p < 0,05$). In Molenpolder deed moerasvaren het ook significant beter op de geplagde oever ($p < 0,02$), terwijl op de ongeplagde oever van de Molenpolder veel ingezette exemplaren verdwenen. Dit is opmerkelijk, want in twee ongeplagde proefvlakken komt Moerasvaren hier spontaan voor, maar nergens in de geplagde proefvlakken. Er werd hier dan ook geen interactie met de introductie van deze soort gevonden.

Kleine lisdodde had zich niet alleen gevestigd, maar ook significant uitgebreid op de geplagde oevers van Westbroek (figuur 4.34). Deze exemplaren zijn uitlopers van de uitgezette exemplaren; in de geplagde proefvlakken waar de soort niet is uitgezet,

komt hij ook niet voor. In de Molenpolder en op de ongeplagde oever van Westbroek vestigde Kleine lisdodde zich wel, maar vertoonde hij minder uitbreiding. Toch werd voor beide gebieden dezelfde positieve interactie tussen plaggen en introductie gevonden ($p < 0,05$).

In tegenstelling tot voor de bovengenoemde soorten, was er een groot significant effect van vraat op Krabbenscheer: in Westbroek kwam de soort alleen nog voor in de kooien en buiten de kooien alleen in de netten die ver boven het water uitstaken. Er bleek inderdaad een significante interactie ($p < 0,001$) tussen het kooieffect en het effect van introductie van deze soort. De Krabbenscheerplanten in de kooien in Westbroek zagen er overigens niet zeer vitaal uit en bleven grotendeels onder water. In de Molenpolder was Krabbenscheer nagenoeg overal verdwenen en hier werden dan ook geen verschillen tussen behandelingen gevonden. De afwezigheid van Krabbenscheer hier is zeer waarschijnlijk het gevolg van vraat door kreeften, zoals beschreven in paragraaf 4.3.6. Het doel van het inbrengen van de Krabbenscheerveldjes was om de verlanding vanuit de oever naar het water te faciliteren. Op enkele plekken in de Westbroekse Zodden begon Slangenwortel inderdaad al uitlopers over de Krabbenscheer naar het water te vormen (figuur 4.35). Moerasvaren vormde nog nergens uitlopers naar het water. Kleine lisdodde vestigde zich wel al in de onderwaterbodem.



Figuur 4.34. Aantal individuen Krabbenscheer, Slangenwortel, Moerasvaren en Kleine lisdodde na twee jaar in de proefvlakken waar deze soorten zijn uitgezet. Bij aanvang waren dit resp. 10 en 16 individuen Krabbenscheer bij de ongeplagde en geplagde oever, en 3 individuen van de overige soorten bij beide oeverdelen.

All individuals of *Stratiotes aloides*, *Calla palustris*, *Thelypteris palustris* and *Typha angustifolia* after 2 years in the plots where they have been introduced. At the start of the experiment resp. 10 and 16 *Stratiotes* individuals were introduced without or with top-soil removal, and 3 individuals of the other introduced species regardless of the treatment.



Figuur 4.35. Op enkele plekken binnen de graaskooien in Westbroek kan Slangenwortel zich over de ingebrachte Krabbenscheerveldjes naar het water toe uitbreiden. Occasionally, a well developed Stratiotes vegetation facilitated the development of Calla palustris towards the surface water.

4.3.7 Discussie & conclusies

Door het afplaggen van steile oevers kunnen ook soorten die zich vanuit de oeverranden naar het petgat uitbreiden, meer kans krijgen. In dit experiment was dat vooral het geval voor Snavelzegge, die zich goed over de ondiepe, zandige bodem van de afgeplagde oevers van Westbroek kon uitbreiden. Snavelzegge is een belangrijke soort voor de verlanding van ondiepe petgaten met een zandige bodem (zie paragraaf 3.1). Daarnaast slaan ingebrachte *ecosystem engineers* beter aan als de oevers geplagd zijn (hier: Slangenwortel, Kleine lisdodde en Moerasvaren). Mogelijk profiteren zij van de open bodem en de betere lichtcondities dan op een oever die alleen gemaaid is en er zowel meer onder- als bovengrondse concurrentie is. Bovendien viel het op dat al deze soorten het beter deden in Westbroek; mogelijk heeft de lagere nutriëntenbeschikbaarheid (zowel de lagere Olsen-P-gehalten in de bodem, als ook de direct beschikbare N- en P-concentraties het bodemvocht) aan deze ontwikkeling bijgedragen.

Het afplaggen van de onderwaterbodem (inclusief verwijderen van de sliblaag) heeft een positief effect op ondergedoken waterplanten zoals Kranswieren en Fonteinkruiden. Dit effect is er echter alleen als de vegetatie ook wordt beschermd tegen graas. Hierbij moet van te voren goed worden uitgezocht welke faunasoort(en) de graas veroorzaakt. In de Molenpolder bijvoorbeeld bleek de grootste graasdruk zeer waarschijnlijk door Amerikaanse rivierkreeft veroorzaakt te worden, wat betekent dat bescherming tegen graas met gaas met een grote maaswijdte niet afdoende is. De resultaten van dit experiment benadrukken de effecten van graas op verlanding, met name wanneer dit verloopt via de facilitatie van Krabbenscheer, die zonder bescherming tegen graas geheel verdween. Er werd echter geen effecten van graas op de overige ingezette *ecosystem engineers* gemeten.

Het experiment had een te korte doorlooptijd om al verlanding vast te kunnen stellen, ook al is de uitbreiding van enkele exemplaren van Slangenwortel richting het water en de vestiging van Snavelzegge in Westbroek hoopgevend. Het zou daarom erg nuttig zijn om dit experiment met name in Westbroek langer voort te zetten.

De vegetatie op de ongeplagde oever was ruiger, maar uit dit experiment valt niet duidelijk op te maken of dit een effect was van de hogere nutriëntenconcentraties of van de afwezigheid van maaibeheer. Mogelijk treedt er op langere termijn zonder maaibeheer op de geplagde plots uiteindelijk ook verruiging op, of was de vegetatieontwikkeling op zowel de geplagde als ongeplagde plots anders verlopen als er ook maaibeheer was uitgevoerd. De gecombineerde effecten van plaggen en maaien zouden interessant zijn om uit te zoeken in de toekomst.

4.4 Mesocosm-experiment maaien jonge kraggen

Voor het ontstaan van kraggen en trilvenen moet eerst een drijvende wortelmat gevormd worden. Regelmatig gebeurt dit vanuit een helofytenvegetatie, zoals vegetaties van Riet, Zegges of Kleine Iisdodde. Vroeger was maaien een reguliere beheervorm voor dit soort vegetaties. Het doel van dit experiment was om advies te geven met betrekking tot het maai-beheer van kraggen. De beheerkwestie gaat voornamelijk over het wel of niet maaien van kraggen om de successie richting trilveen te bevorderen. Onder beheerders leeft het idee dat maaien de vorming van een dichte wortelmat stimuleert, waardoor verlanding en kraggevorming beter op gang zullen komen. Daarom werd in dit experiment specifiek bekeken of maaien de ontwikkeling van kraggen onder verschillende trofiegehaltes positief beïnvloed.

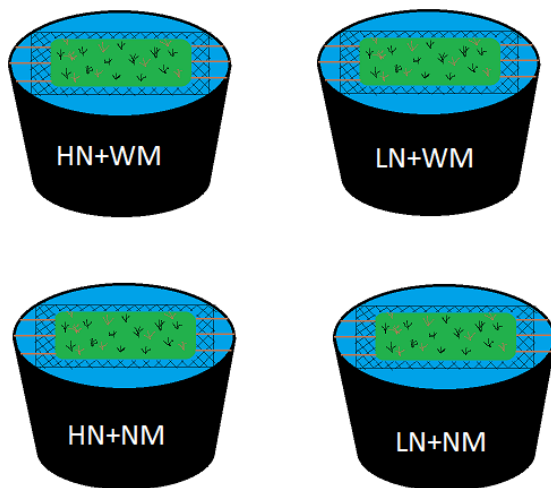
Trilvenen bestaan vaak uit planten die zich met rhizomen vegetatief voortplanten. Plantensoorten hebben verschillende strategieën in de groeivorm van hun wortelstelsels om zich te kunnen voortplanten. Een bekende groeivorm die kan plaatsvinden onder eutrofe omstandigheden wordt de foerageerstrategie genoemd. Deze wordt gekenmerkt door lange, dikke rhizomen tussen de opeenvolgende individuen waardoor de horizontale uitbreiding en de bezetting van relatief grote oppervlaktes toeneemt. Daar tegenover staat de consolidatiestrategie, waarbij een plant juist maximaal investeert in korte, dunne uitlopers waardoor een sterk vertakt, dicht netwerk ontstaat van rhizomen en wortels in een relatief klein oppervlakte. Planten met deze groeistrategie hebben een competitief voordeel in voedselarme (mesotrofe) milieus, zoals trilvenen, waardoor we verwachten dat dit ook de kraggevorming ten gunste zal komen door de opbouw van een stevige wortelmat. Idealiter zouden er ook karakteristieke trilveensoorten uit de Associatie van Schorpioenmos en Ronde zegge (*Scorpidio-Caricetum diandrae*) op de stevigere kraggen gaan vestigen. In eutrofe systemen zou via maaien verschraling kunnen optreden, wat de vestiging en/of uitbreiding van plantensoorten met een consolidatiestrategie zou kunnen stimuleren op een kragge waardoor de kragge steviger wordt.

4.4.1 Experimentele opzet

Om het effect van maaien op kraggevorming door helofyten uit te testen bij verschillende trofieniveaus, is begin maart 2014 een mesocosm-experiment met stukken kragge uit de Westbroekse Zodden ingezet in Nijmegen (figuur 4.36). De kraggen hadden ongeveer een breedte van 40 cm, een lengte van 60 cm en dikte van 15 cm tot 20 cm. In het experiment wordt zowel het effect van maaien op de ontwikkeling van de wortelmat, kraggegroeï en vegetatieontwikkeling uitgetest, als het effect van mesotrofe (3 kg P/ha/jaar en 25 kg N/ha/jaar) of eutrofe waterkwaliteit (30 kg P/ha/jaar 225 kg N/ha/jaar). De nutriëntenbehandeling is gestart op 17 april 2014 en werd elke 2 weken herhaald. In totaal zijn er 8 mesotrofe bakken en 8 eutrofe bakken van 600 liter ingezet, waarbij de helft van de bakken gemaaid is (eind juli en eind september 2014, november 2015). Er zijn dus vier replica's van elke combinatie van behandelingen (figuur 4.37).



Figuur 4.36. Foto van het mesocosm-experiment in juli 2014 (Foto: J. Geurts).
Photo of the mesocosms experiment in July, 2014.



Figuur 4.37. Opzet behandelingen mesocosm-experiment. HN = Hoge nutriëntconcentratie, LN = Lagere nutriëntconcentratie, WM = maaien, NM = Niet maaien. Set-up treatments mesocosm experiment. HN = high nutrients, LN = low nutrients, WM = mowing, NM = no mowing.

Er zijn verspreid over het jaar watermonsters genomen naast de kraggen en porievochtmonsters verzameld in de kraggen met Rhizon bodemvocht-samplers (2 subsamples per kragge). Daarnaast werd een vegetatieopname gemaakt (incl. vegetatiehoogte en kraggeoppervlak) en werd de gemaaide bovengrondse biomassa gewogen en geanalyseerd. Eind mei 2015 is het drijfvermogen van de kraggen bepaald mbv gewichten. Op 24 april 2014 en 28 mei 2015 werden met behulp van een Rootscanner in een doorzichtige buis scans gemaakt van de wortelmat om de verhouding wortel- en rhizoomoppervlakte vs. gasbellen te kunnen berekenen (figuur 4.38). De dichtheid van de wortelmat is bepaald met behulp van dichtheidsringen met een vast volume, en hiervan het vers- en drooggewicht te meten. Voor de start van het experiment (2014) en opnieuw in 2015 werden vegetatie-opnamen van de verschillende kraggen gemaakt. Per gevonden soort werd informatie over bedekking en abundantie bepaald volgens de methode van Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964). De diversiteitsindex van Shannon-Weaver (1949) werd berekend door het symbool te koppelen aan de bedekkingsfactor.



Figuur 4.38. Scan van de binnenkant van een kragge in het mesocosm-experiment.
Root scan inside the peat soil in the mesocosm experiment.

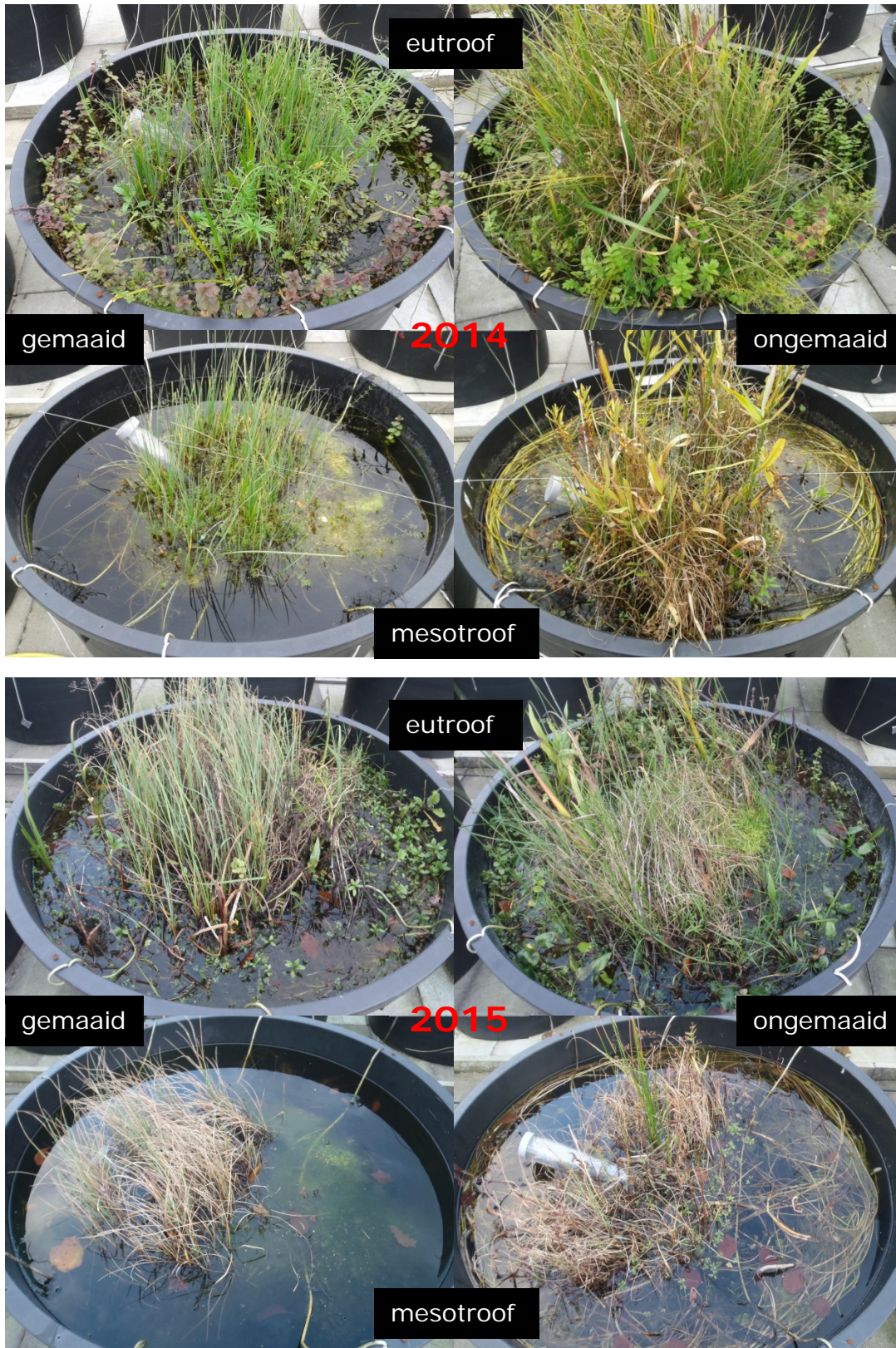
4.4.2 Resultaten

Vrijwel direct na start van het experiment nam de oppervlakte van de kragge zelf al significant toe (10-30%), en dit nam in 2015 nog verder toe tot bijna een verdubbeling van de oppervlakte onder eutrofe condities ($p < 0,001$; figuur 4.39 en 4.40). Ook was de bedekking met vaatplanten op de kragge gedurende het groeiseizoen verdubbeld onder eutrofe condities ($p < 0,001$; figuur 4.41), en was in 2014 het water er omheen bijna volledig bedekt met kroos en/of draadalgen. In 2015 was er in de eutrofe mesocosms vrijwel geen 'open' water meer, dus ook geen bedekking met algen. Hierdoor nam ook het aandeel drijvende waterplanten, zoals klein kroos (*Lemna minor*) en watervorkje (*Riccia fluitans*), af in de eutrofe bakken. In de mesotrofe mesocosms nam het aandeel van deze soorten juist toe in het water, en er was ook een toename te zien van maximaal 10% (2014) naar maximaal 35% (2015) bedekking met kroos en/of draadalgen. In het petgat waar de kraggen zijn verzameld varieert de P concentratie in het oppervlaktewater van 1-3 $\mu\text{mol/l}$ en de N concentratie van 5-20 $\mu\text{mol/l}$. Direct na toediening van de behandelingen (maart 2014) werden in het oppervlaktewater van de mesocosms P-concentraties gemeten van 1 en 4 $\mu\text{mol/l}$ en N-concentraties van 10 en 50 $\mu\text{mol/l}$ bij resp. mesotrofe en eutrofe condities. Gedurende het experiment waren de gemeten concentraties in het water echter vrij laag, ondanks de tweewekelijkse aanvoerfluxen, omdat de vegetatie veel nutriënten opnam uit het oppervlaktewater. Totaal-P (resp. gemiddeld 1,4 en 0,6 $\mu\text{mol/l}$) en PO_4 (resp. gemiddeld 0,8 en 0,2 $\mu\text{mol/l}$) bleven wel hoger in de eutrofe mesocosms dan in de mesotrofe mesocosms. Ammonium en nitraat waren een week na toediening nauwelijks nog terug te meten in het oppervlaktewater van de mesocosms, ongeacht de behandeling. Ook in het bodemvocht liepen de N- en P-concentraties snel terug naar vrij lage waarden, tot gemiddeld 2 $\mu\text{mol/l}$ voor NH_4 en NO_3 , en 1 $\mu\text{mol/l}$ P. De alkaliniteit (buffercapaciteit) van het water liep aan het eind van het groeiseizoen terug van 2 naar 1 meq/l in de eutrofe mesocosms. Dit werd in oktober 2014 aangevuld tot 1,5 meq/l, om de alkaliniteit gelijk te houden met de mesotrofe behandeling. In 2015 was de alkaliniteit in het oppervlaktewater bij de mesocosms die gemaaid waren significant ($p < 0,05$) lager onder zowel mesotrofe (gem. 1,4 meq/l), maar vooral eutrofe condities (gem. 1,1 meq/l), in vergelijking met de mesocosms van beide trofie-niveaus die niet gemaaid waren (gem. 1,7 meq/l).

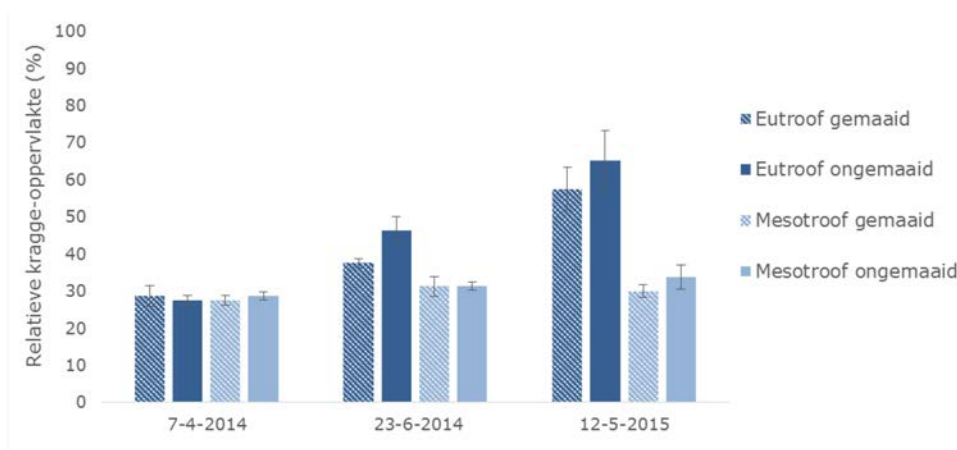
In 2014 had de trofiegraad nog geen significante invloed op de gemiddelde vegetatiehoogte, maar in 2015 was de vegetatie onder eutrofe condities gemiddeld dubbel zo hoog dan onder mesotrofe condities ($p < 0,001$). De totale biomassa bleek ook ongeveer 2x zo hoog te zijn in de eutrofe mesocosms vergeleken met de mesotrofe mesocosms (zowel in 2014 als 2015; $p < 0,005$). Het maaibeheer als behandeling gaf geen significante effecten op de hoogte en/of biomassa van de vegetatie. Onder eutrofe condities namen vooral eutrofe soorten toe op de kraggen zoals Kleine watereppe (*Berula erecta*), Waterkers (*Rorippa spec.*) en Moerasvergeet-me-nietje (*Myosotis scorpioides*), en deze soorten hadden ook een duidelijk hogere

bedekking dan dezelfde soorten onder mesotrofe condities. Deze vegetatieontwikkeling onder eutrofe condities is niet gunstig voor trilveenontwikkeling. Daarentegen waren er onder mesotrofe condities geen soorten die het duidelijk beter deden, mogelijk als gevolg van de lagere nutriënten-beschikbaarheid. Maaien lijkt in zowel de eutrofe als mesotrofe mesocosms een positief effect te hebben omdat het eutrofe Liesgras (*Glyceria maxima*) afneemt, terwijl Waterscheerling (*Cicuta virosa*) juist wat lijkt te profiteren en toeneemt. Snavelzegge (*Carex rostrata*) was in alle mesocosms achteruit gegaan terwijl de bedekking van Tweerijige zegge (*Carex disticha*) overal gelijk is gebleven, ongeacht de behandeling in trofiegehalte of maai-beheer.

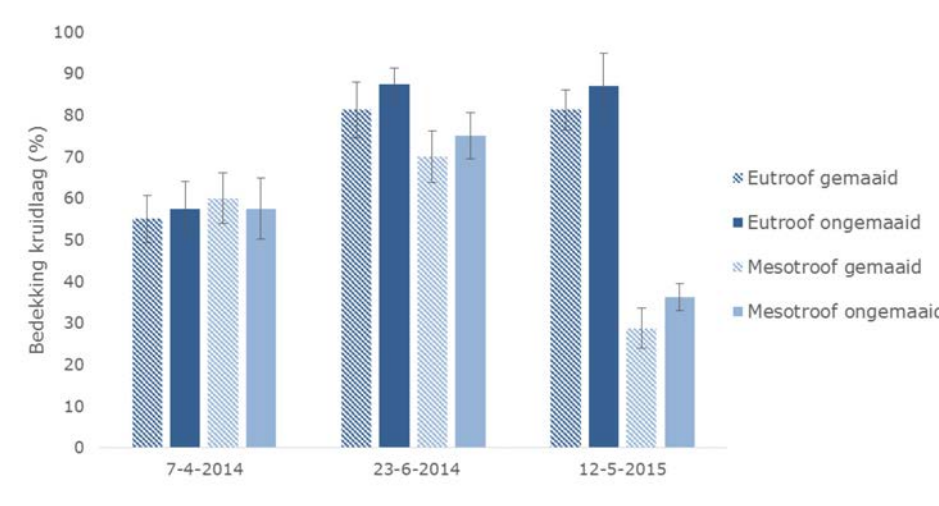
Ondanks dat er een hogere mosbedekking leek te zijn bij de eutrofe kraggen met maai-beheer, werd er geen significant verschil in mosbedekking gevonden tussen de behandelingen. Gewoon dikkopmos (*Brachythecium rutabulum*) was de dominante mossoort in alle mesocosms, ongeacht de behandeling. Ondanks dat dit geen doelsoort is, zou het maai-beheer echter wel een positief effect kunnen hebben op de langere termijn omdat het in ieder geval de hoeveelheid licht op de kragge bevordert, en hiermee ook de ontwikkeling van mossen kan stimuleren. Mogelijk zou maaien uiteindelijk, in combinatie met de juiste condities, wel tot ontwikkeling van gewenste doelsoorten kunnen leiden.



Figuur 4.39. Foto's van de vegetatie-ontwikkeling op de kraggen onder invloed van de verschillende behandelingen, aan het einde van het groeiseizoen in 2014 (boven) en 2015 (onder). Photos of the vegetation development on the floating peat soils affected by different treatments, at the end of the growth season in 2014 (upper panels) and 2015 (lower panels).

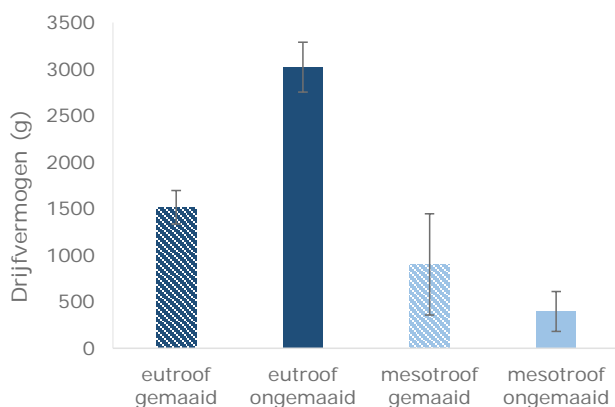


Figuur 4.40. Relatieve kraggeoppervlak (%) tov de mesocosmbakken op verschillende momenten in de tijd. Relative surface area of the peat soil (%) in the mesocosm experiment at different moments.



Figuur 4.41. Bedekking kruidlaag (%) op de kraggen. Vegetation cover (%) on the peat soils.

Het verschil in biomassa, bedekking en kraggeoppervlakte lijkt ook invloed te hebben op het drijfvermogen van de kraggen (figuur 4.42). Onder eutrofe condities is het drijfvermogen beter dan onder mesotrofe condities, maar er is ook een significante interactie met maaien ($p < 0,05$). Door te maaien bij eutrofe omstandigheden neemt het drijfvermogen van de kragge af, en komt hierbij dichtbij het drijfvermogen van de mesotrofe kraggen. Maaien heeft op de mesotrofe kraggen geen duidelijk effect, wat mogelijk komt door de lagere bedekking met vegetatie op deze kraggen maar ook de hoeveelheid gasvorming in de kragge kan hierin een rol spelen. Dat de kragge minder drijft en hierdoor wat dieper in het water ligt is in principe een gunstig effect voor meer basenaanvoer in de kragge, en daarmee de potentiële ontwikkeling richting een wat basenrijkere vegetatie.

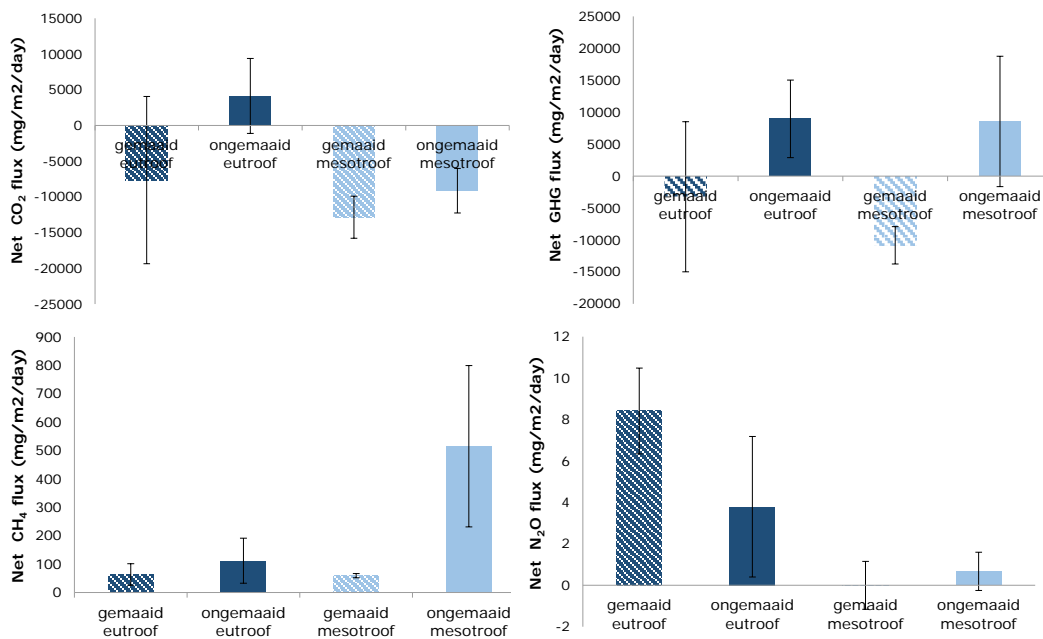


Figuur 4.42. Het drijfvermogen van de kraggen onder invloed van de verschillende behandelingen in trofie en maaibeheer. *Buoyancy of the peat soil affected by the different treatments.*

Het verschil in drijfvermogen als gevolg van maaibeheer onder eutrofe condities zou mogelijk kunnen worden verklaard door verschillen in gasophoping in de wortelmat en de uitwisseling hiervan met de atmosfeer. Uit het percentage luchtballen (gasophoping) in de wortelmat die is berekend aan de hand van de geanalyseerde scans bleek geen duidelijk verschil tussen de behandelingen. Aan het einde van het groeiseizoen in 2015 zijn daarom eenmalig gasfluxen gemeten in het experiment (figuur 4.43). De mesotrofe kraggen lieten allemaal een netto vastlegging van CO₂ zien, onafhankelijk van het maaibeheer. Onder eutrofe omstandigheden lijkt de netto CO₂-uitstoot toe te nemen bij de kraggen die niet gemaaid zijn. De gemaaide kraggen in eutrofe condities laten geen significant verschil zien in CO₂-flux, maar er lijkt wel sprake van eenzelfde trend dat de uitstoot toeneemt, omdat de spreiding in deze kraggen flink is toegenomen ten opzichte van de mesotrofe kraggen. Dit betekent dat onder eutrofe omstandigheden de kraggen een netto C-bron kunnen worden, mogelijk doordat micro-organismen die in de afbraak van organisch materiaal betrokken zijn profiteren van de voedselrijke omstandigheden. Dit is ook te zien aan de significant ($p < 0,05$) hogere N₂O-fluxen in de eutrofe mesocosms omdat hier meer stikstof beschikbaar is. Ook kan de hogere (wortel)biomassa leiden tot een grotere beschikbaarheid van zuurstof (O₂) in de kraggebodem door hogere O₂-verliezen via de wortels, wat de afbraak kan bevorderen. De afbraak wordt in de eutrofe kraggen gestimuleerd wat leidt tot CO₂-uitstoot, wat vervolgens harder gaat dan de vastlegging van CO₂ door de vegetatie die op de kraggen groeit. Hoewel de uitstoot of vastlegging van gassen niet direct iets zegt over het drijfvermogen van de kragge, lijkt het aannemelijk dat de verwachte hogere afbraak onder eutrofe condities leidt tot de ophoping van meer gas in de wortelmat, wat via diffusie ook leidt tot hogere gasfluxen.

Maaibeheer lijkt een gunstig effect te hebben omdat het lijkt te leiden tot relatief minder CO₂-uitstoot. Mogelijk komt dit omdat er minder afbraak is door een beperkte aanvoer van 'vers' organisch materiaal (maaisel wordt verwijderd). Bij de eutrofe behandelingen werd er gemiddeld 173 (± 38) gram C/m² via maaien afgevoerd, terwijl dit voor de mesotrofe behandeling gemiddeld 54 (± 26) gram C/m² was. De theorie van een lagere afbraak door de verminderde input van organisch materiaal lijkt te worden ondersteund doordat ook de methaan- (CH₄) uitstoot wat lager lijkt bij de kraggen die gemaaid zijn (niet significant), in zowel de mesotrofe als eutrofe mesocosms. Omdat CH₄ en N₂O veel sterkere broeikasgassen zijn dan CO₂, kan het totale aandeel van al deze gassen in totale bijdrage aan broeikasgasuitstoot naar verhouding worden berekend, waarbij te zien is dat maaien een remmend effect lijkt te hebben op de netto broeikasgasuitstoot van kraggen (figuur 4.43). Er werd verwacht dat maaien juist een tegenovergesteld effect zou hebben, waarbij de uitstoot van gassen (tijdelijk) juist zou worden gestimuleerd. Door maaien van de vaatplanten kunnen als het ware 'schoorsteentjes' ontstaan, waardoor er tijdelijk meer gas (bijvoorbeeld CO₂) uit de wortelmat kan ontsnappen. De bijdrage van het schoorsteeneffect van maaien zal in de toekomst nog verder moeten worden onderzocht. Bovendien zijn de gasfluxmetingen in dit experiment slechts eenmaal

uitgevoerd, toen de biomassa op het hoogst was en de temperaturen rond de 20 graden. Deze gunstige omstandigheden weerspiegelen waarschijnlijk de meest optimale condities voor afbraakprocessen in de kraggen. Om een realistischer beeld te geven over de effecten van maaien en trofie zou het goed zijn deze metingen vaker te herhalen bij verschillende temperaturen en momenten in het groeiseizoen.



Figuur 4.43. Netto koolstofdioxide- (CO_2), methaan- (CH_4), stikstofoxide- (N_2O) en totale broeikasgas- (GHG) gasfluxen uit de kraggen onder invloed van de verschillende behandelingen in trofiegehalte en maai-beheer. Deze fluxen zijn gemeten aan het einde van het groeiseizoen in 2015, voordat er is gemaaid.

Net greenhouse gas fluxes (CO_2 , CH_4 , and N_2O) from the peat soils as a result of the different treatments. Fluxes were measured at the end of the growth season in 2015, before mowing.

4.4.3 Discussie & conclusies

Uit de resultaten bleek dat in een eutroof milieu meer oppervlakkige uitbreiding van de kragge plaats vindt en het oppervlaktewater buiten de kragge steeds verder bedekt werd met drijvende planten door de hogere nutriëntenflux in het oppervlaktewater. Deze horizontale foerageerstrategie van soorten op de kragge in een eutroof milieu is uiterst gunstig om de nutriënten uit het oppervlaktewater op te nemen, en is ook precies wat werd verwacht onder de rijke condities. De groeistrategie wordt ondersteund door twee mechanismen, namelijk door investering in lange uitlopers van de wortels om nieuwe, open plekken te bezetten en door het stimuleren van de mineralisatie van organisch materiaal waardoor de nutriëntenbeschikbaarheid toeneemt. De twee soorten die onder eutrofe condities het meest hebben uitgebreid in het experiment, Kleine waterrepepe en Waterkers, vormen beiden ondergrondse uitlopers waardoor ze op die manier snel grote groepen kunnen vormen. Waterkers breidt zich bovendien uit door vegetatieve vermeerdering doordat stengelstukken afbreken en weer wortel schieten. Hoewel de horizontale uitbreiding wel nieuwe verlanding vanuit open water zou kunnen gaan stimuleren, leidt het niet direct tot een stevigere en dichte wortelmat. De bedekking van vaatplanten op de eutrofe kraggen bleek hoger en bovendien richting zeer eutrofe vegetatietypes, wat ook een negatief effect had op de mos-ontwikkeling op de kraggen. Wel bleek het drijfvermogen van de eutrofe kraggen hoger te zijn door de groter hoeveelheid (wortel)biomassa, maar had daardoor waarschijnlijk ook hogere afbraakprocessen en koolstofverliezen. Daarom is het zeer de vraag of eutrofe omstandigheden rondom kraggen ook zullen leiden tot de ontwikkeling in de richting van trilvenen. Maaien en afvoeren van bovengrondse biomassa leek een positief effect te hebben, omdat het de afbraak remt en het

systeem naar een netto koolstofvastlegging terug lijkt te brengen. Of maaien van de kraggen op de langere termijn ook leidt tot het stimuleren van een sterk vertakt, dichter netwerk van rhizomen en wortels en versteviging van de wortelmat zal verder onderzocht moeten worden. Het is voor trilveenontwikkeling ook niet gunstig om een te dikke wortelmat te krijgen, omdat de aanvoer van grondwater en/of oppervlaktewater mogelijk moet blijven.

De netto koolstofvastlegging onder mesotrofe omstandigheden, in combinatie met maaien, met als gevolg een niet te hoge bedekking van vaatplanten en de potentiële ontwikkeling van een moslaag lijkt een beter uitgangspunt voor de ontwikkeling richting trilveenvegetaties. Een minder hoog drijfvermogen van de kragge als gevolg van het maaibeheer zorgt ervoor dat deze dieper in het water ligt en er dus meer aanvoer blijft van (gebufferd) oppervlaktewater, wat deze ontwikkeling alleen maar ten goede zal komen. Ook dit zal verder onderzocht dienen te worden op de lange termijn om hier met meer zekerheid uitspraken over te kunnen doen.

5 Synthese

Het doel van dit onderzoek was om te achterhalen waarom verlanding van open water in petgaten in Nederlandse laagvenen nauwelijks nog optreedt en hoe dit op gang gebracht zou kunnen worden. Het ontbreken van successie van aquatische vegetatie naar jonge verlanding, waaronder Trilvenen, wordt gezien als het belangrijkste knelpunt voor het behalen van Natura2000- en KRW-doelstellingen (paragraaf 1.1.). Vóór de grootschalige eutrofiëring van de Nederlandse laagveengebieden leek de verlanding op de meeste plaatsen vrij snel te verlopen. Momenteel vindt nog steeds verlanding plaats, ook buiten de Wieden & Weerribben en Nieuwkoopse Plassen. De snelheid van verlanding hangt af van het type verlanding: eutrofe verlanding, verlanding met Krabbenscheer en verlanding met helofyten kan snel verlopen, terwijl aangroei vanuit mesotrofe kraggen langzaam verloopt. In de meeste petgaten in de Oostelijke Vechtplassen is de abiotiek op zich voldoende verbeterd voor verlanding in het algemeen, maar zijn de omstandigheden vaak nog te nutriëntenrijk of te weinig gebufferd voor verlanding met een grote potentie voor ontwikkeling naar trilveen. Ook is sprake van een sterke negatieve invloed van begrazing door onder andere watervogels en Amerikaanse rivierkreeft, met name op Krabbenscheervelden en eutrofe verlanding. Bij de aanleg van nieuwe petgaten dient rekening gehouden te worden met de standplaatsvereisten voor de gewenste typen jonge verlanding en de daaropvolgende gewenste successie. Bij bestaande petgaten kan de oever geschikter worden gemaakt voor verlanding door afplaggen. Voor conclusies over de bruikbaarheid van vloten is dit onderzoek nog te vroeg. Maaien van jonge kraggen is nodig om bosopslag tegen te gaan en kan helpen om de kraggen niet te snel boven het water uit te laten drijven. Na afronding van dit onderzoek bestaat er een aantal belangrijke kennisleemtes:

- Wat is het lange-termijneffecten van de onderzochte maatregelen (inbrengen vloten, plaggen, maaien)?
- Hoe kunnen jonge verlandingsvegetatie op grote schaal tegen vraat beschermd worden?
- Waardoor zijn de Krabbenscheerverlandingen uit de Oostelijke Vechtplassen verdwenen en hoe krijgen we ze weer terug?
- Onder welke omstandigheden vond vroeger snelle verlanding plaats en leidde dit tot trilveenvorming?
- Via welke verlandingspaden kan trilveen ontstaan en spelen trilveenmossen hier een faciliterende rol in?
- Hoe kan water van voldoende kwaliteit worden aangevoerd op plekken waar de kweldruk is weggevallen?

5.1 Verlanding vóór de grootschalige eutrofiëring

Welke vegetatiekundige ontwikkeling markeerde in de jaren tussen 1920 en 1960 de verlanding van petgaten tot kraggen?

In het algemeen trad er vóór de jaren '60 in de meeste Nederlandse laagveengebieden actieve verlanding op. Voor een selectie van verlandende petgaten in de Molenpolder, Tienhoven en Het Hol (Oostelijke Vechtplassen) is de verlandingsnelheid in dit rapport gekwantificeerd. Deze varieerde tussen circa 20 en maar liefst 90 cm per jaar (paragraaf 2.3). Mogelijk werd de verlandingsnelheid tot in de jaren '30 op goed bereikbare plekken beperkt door het oogsten van de aquatische vegetatie voor agrarisch gebruik (Bakker *et al.*, 1994; paragraaf 2.4).

In de eerste helft van de 20^e eeuw werden slechts anekdotische vegetatiebeschrijvingen gemaakt. Uit deze beschrijvingen weten we dat er in de Oostelijke Vechtplassen tot in de jaren '50 van de 20^e eeuw een grote botanische diversiteit aanwezig, met soorten die de verlanding in gang konden zetten, zoals Waterdrieblad, Holpijp, Krabbenscheer, Wataardbei en Slangenwortel en veel orchideeënrijke trilvenen. Rond dorpen en afvoerkanalen van de industrie waren in de jaren '50 wel de eerste, nog lokale, effecten van eutrofiëring te zien (paragraaf 2.2). Gerichter vegetatieonderzoek in petgaten werd vanaf de jaren '40 en '50 verricht; in de Vechtstreek onder andere door Meijer en De Wit, in de Wieden door Westhoff en Segal. De vegetatie-opnamen die in deze nog niet geëutrofiëerde situaties gemaakt werden, hebben de basis gevormd voor onze kennis over de successie van open water naar jonge verlandingsvegetaties en verder naar trilveen en veenmosrietland (paragraaf 1.3; Schaminée *et al.*, 1995). Omdat deze successieschema's echter nauwelijks gebaseerd zijn op daadwerkelijk (in de tijd) waargenomen successie, is er weinig zekerheid over bijvoorbeeld de successie naar trilveen. Daarom is deze successie in dit onderzoek in twee verschillende petgaten (Stobbenribben in de Weerribben en Westbroekse Zodden in de Oostelijke Vechtplassen) paleo-ecologisch onderzocht met behulp van boorkernen (paragraaf 2.1). In de Stobbenribben, een diep petgat dat gevoed wordt door basenrijk oppervlaktewater, vormde Krabbenscheer de basis van de verlanding. In een ondiep petgat in de Westbroekse Zodden, gevoed door basen- en ijzerrijke kwel, werden twee verlandingsreeksen aangetroffen. De eerste, in de 16^e eeuw, betrof een verlandingsvegetatie met Kranswieren en onder andere Holpijp. De tweede, in de jaren '50 van de 20^e eeuw, was een zeer ondiepe verlanding onder eutrofe omstandigheden met onder andere Paddenrus en Lisdoddes, waarbij eutrofe trilveenmossen de moslaag gingen domineren. Opvallend in zowel de successie in de Stobbenribben als in de 16^e-eeuwse successie in Westbroek was dat Rood schorpioenmos, een mos karakteristiek voor trilvenen met goed gebufferde, mesotrofe omstandigheden, al vroeg in de successie zijn intrede deed in de vegetatie. Op beide locaties hield de trilveenfase in de 20^e eeuw ongeveer 30 jaar stand.

5.2 Verlandingsvegetatie tussen de jaren '60 en heden

Wat veranderde er vanaf de jaren '60 in de verlandingsvegetaties en abiotiek?

Vanaf de jaren '60 van de vorige eeuw kwamen de Nederlandse laagveengebieden steeds meer onder invloed te staan van vervuild rivierwater. Ook in laagveengebieden die vanoudsher kwelgevoed waren, zoals een deel van de Oostelijke Vechtplassen, was waterinlaat noodzakelijk om verdroging te voorkomen vanwege de afname van de kweldruk (paragraaf 2.4). In de Wieden en Weerribben, Oostelijke Vechtplassen en Nieuwkoopse Plassen leidde de inlaat van vervuild water tot algenbloei en het verdwijnen van ondergedoken waterplanten (paragraaf 2.4). De verlanding leek zich meer te beperken tot eutrofe verlanding (paragraaf 2.4). Krabbenscheer, in de periode tussen 1910 en 1950 een zeer belangrijke verlander in de Wieden en Weerribben, verdween vanaf de jaren '60 vrijwel geheel uit het gebied. Ook in bestaande trilvenen in de Nederlandse laagveengebieden trad een verslechtering op, en nam de aanwezigheid van Rood schorpioenmos af. Tegelijkertijd nam, onder meer door minder intensief beheer, het areaal moerasbos toe, ten koste van het oppervlak van jongere successiestadia.

Sinds de jaren '90 is er grootschalig gewerkt aan de verbetering van de waterkwaliteit in laagveengebieden. Enerzijds is de kwaliteit van het inlaatwater verbeterd en anderzijds wordt er water vanuit minder vervuilde bronnen in gelaten in plaats van vanuit bijvoorbeeld de Friese boezem (Weerribben), de Vecht en het Hilversums Kanaal (Oostelijke Vechtplassen) en is de inlaat van water van buiten het gebied verminderd (onder andere Nieuwkoopse Plassen). Dit heeft geleid tot een aanzienlijke verlaging van nutriëntenconcentraties in de laagveengebieden (o.a. paragraaf 2.5 en 2.4) en tot de terugkeer van ondergedoken waterplanten. In de Wieden en Weerribben is sinds ongeveer 2005 Krabbenscheer weer massaal aanwezig en zorgt de soort voor verlanding in ongeveer 20-30% van de petgaten (Cusell *et al.*, 2013; paragraaf 2.4). De vermindering van inlaat van –basenrijk- oppervlaktewater heeft echter ook een keerzijde: in sommige delen van de Oostelijke Vechtplassen (paragraaf 2.5), de Weerribben en de Nieuwkoopse Plassen (paragraaf 2.4) krijgt het oppervlaktewater een meer regenwaterachtig karakter, wat nadelig zal zijn voor trilveenvorming (paragraaf 2.4 en 3.3).

5.3 Huidige verlanding

Welke vegetatiekundige ontwikkeling is er nu in het veld waar te nemen op plaatsen waar de verlanding tot kraggen actueel optreedt? Is het werkelijk zo dat stadia van beginnende verlanding momenteel alleen optreden in Noordwest Overijssel en in geïsoleerde delen van de Nieuwkoopse plassen, maar niet of nauwelijks daarbuiten?

Niet in alle gebieden verloopt het herstel zo voorspoedig: nog recent traden ook in oudere petgaten verslechtingen op in jonge verlandingsvegetaties, zoals in Het Hol, waar velden van Krabbenscheer en ondergedoken waterplanten verdwenen (paragraaf 2.2). Sinds de jaren '90 van de vorige eeuw zijn in een groot aantal gebieden, zoals in de Westbroekse Zodden, Oostelijke Binnenpolder Tienhoven, Wieden en Weerribben, De Mieden en de Nieuwkoopse plassen, nieuwe petgaten gegraven om weer verlanding vanuit open water mogelijk te maken. Deze maatregelen lijken nog niet geleid te hebben tot het grootschalig ontstaan van nieuwe jonge verlandingsvegetaties (Weijs, 2013; Cusell *et al.*, 2013). Er treedt echter nog steeds verlanding op; ook buiten de Wieden en Weerribben en Nieuwkoopse Plassen. Uit de verlandingsreconstructie met behulp van luchtfoto's (paragraaf 2.3) blijkt dat er in de Oostelijke Vechtplassen nog steeds verlanding optreedt, hoewel het er op lijkt dat de verlanding in veel van de gebieden in de afgelopen decennia trager is gaan verlopen dan voorheen. De verlandingsnelheid is momenteel maximaal ongeveer 25-35 cm per jaar. In de Westbroekse Zodden trad in de helft van de geselecteerde petgaten die begin jaren '90 gegraven werden, verlanding op en zijn sommige petgaten zelfs binnen 11 jaar voor

ongeveer de helft bedekt met verlandingsvegetaties. Het lijkt erop dat hier de snelst verlandende petgaten een verlanding kennen waarin helofyten (o.a. Riet of Snavelzegge) zich wortelend in de bodem over het petgat uitspreiden (paragraaf 3.1). Kraggenverlanding verloopt minder snel dan deze bodemverlanding. Zowel uit een mesocomosexperiment (paragraaf 4.4) als uit de combinatie van de luchtfotostudie (paragraaf 2.3) en waarnemingen op de grond (paragraaf 3.1) blijkt dat de verlanding vanuit minder eutrofe of mesotrofe kraggen, zoals van kragges van Grote boterbloem of Waterdrieblad, lijkt zo langzaam te verlopen dat dit op luchtfoto's niet goed te zien is (paragraaf 3.1 en 2.3). Dit is echter juist het type verlanding waarvan verwacht wordt dat de kansen voor het ontstaan van Trilveen of goedontwikkeld Veenmosrietland groter zijn dan vanuit de vorming van eutrofe kraggen. De vorming van kraggen vanuit een drijvende mat met Krabbenscheer, kan echter ook erg snel verlopen (paragraaf 3.2), maar dit type verlanding is in de Oostelijke Vechtplassen nauwelijks nog aanwezig en maakte dus ook geen deel uit van recente verlandingen op de luchtfoto's.

Als mogelijke oorzaken voor het uitblijven van verlanding worden verscheidene oorzaken genoemd (paragraaf 2.4):

- Oppervlaktewater en onderwaterbodem hebben niet de geschikte kwaliteit door landbouwinvloed en (voormalige) invloed van vervuild oppervlaktewater;
- Sterke afname van kwel heeft negatieve invloed op verlanding door kwelgerelateerde typen;
- Hypertrofie van de oevers door bemesting en peilverlaging, waardoor soorten die vanaf de oever het water ingroeien worden weggeconcentreerd;
- Dispersieproblemen van soorten die voor verlanding moeten zorgen (*ecosystem engineers*);
- Toename van herbivorie door ganzen, Amerikaanse rivierkreeft, muskusratten en zwanen. Dit speelt met name in het westen van het land, onder andere in de Oostelijke Vechtplassen.

De invloed van de eerste vier punten is onderzocht in paragraaf 3.1. en de effecten van vraat in paragraaf 4.1, 4.2 en 4.3. Deze invloeden worden hieronder besproken.

5.4 Karakteristieken van de huidige verlanding

Welke waterkwaliteit, bodemkwaliteit, fysische kenmerken en hydrologische factoren markeren plaatsen met en zonder actuele verlanding; welke kenmerkende verschillen treden op bij de locaties waar actueel verlanding optreedt?

Spelen ecosystem engineers een doorslaggevende rol op verschillende momenten in de successiereeks en hoe doen ze dat dan?

5.4.1 Verschillen tussen locaties met en zonder verlanding

Er werden in dit onderzoek geen significante verschillen gevonden in water-, waterbodem- en oeverkwaliteit tussen petgaten met en zonder jonge verlanding. Dit betekent dat in de onderzochte petgaten zonder verlanding niet altijd de water-, waterbodem-, of oeverkwaliteit bepalend is voor het uitblijven van verlanding. Wel werden in een aantal petgaten zonder verlanding concentraties gemeten die afweken van de range waarbinnen verlanding voorkwam: fosforconcentraties in het oppervlaktewater boven circa 6 $\mu\text{mol/l}$ (0,19 mg P/l) (zomerconcentraties), en een EGV boven 500 $\mu\text{S/cm}$ of onder 50 $\mu\text{S/cm}$ (paragraaf 3.1). Omdat er slechts een beperkt aantal petgaten kon worden meegenomen, is er ook gekeken naar recente waterkwaliteitsgegevens van petgaten in de Oostelijke Vechtplassen die door derden gemeten zijn. Uit die gegevens blijkt dat de waterkwaliteit in een klein, maar toch substantieel, deel van de petgaten in het gebied hogere nutriëntconcentraties heeft dan petgaten waar verlanding in optreedt (paragraaf 3.1).

5.4.2 Verlanding richting trilveen

Hoewel de range in water-, waterbodem- en oeverkwaliteit van veel petgaten op zich geschikt is voor jonge verlanding, is deze wel bepalend voor het type jonge verlanding dat ontstaat. Niet uit alle typen jonge verlanding kan Trilveen ontstaan (paragraaf 1.3). Onder mesotrofe omstandigheden zijn het vooral vegetatietypen die gedomineerd worden door Snavelzegge, Waterdrieblad, Paddenrus en/of Holpijp die voor verlanding zorgen. Van deze typen is bekend dat zij bij geschikt beheer over kunnen gaan in trilveen (*Scorpidio-Caricetum diandrae*) (o.a. Den Held *et al.*, 1992; Schaminée *et al.*, 1995; Westhoff *et al.*, 1971; Meijer & De Wit, 1955). Uit de boorkern die in dit onderzoek in de Westbroekse Zodden in een verouderd trilveen is gestoken, blijkt dat de verlanding richting trilveen in de 16e eeuw op die locatie via deze route is verlopen.

Onder wat eutrofe omstandigheden kan verlanding optreden door onder andere vegetaties waarin Waterscheerling, Slangenwortel, Krabbenscheer of Pluimzegge een grote rol spelen. Van de meeste van deze wat eutrofe typen wordt aangenomen dat zij in de successie minder goed over kunnen gaan in Trilveen. Uit de paleo-ecologische reconstructie van een boorkern in de Stobbenribben (Weerribben) blijkt dat trilveen ook goed kan ontstaan vanuit Krabbenscheerverlanding. Successie vanuit Krabbenscheerverlanding is waarschijnlijk een zeer belangrijke successieroute richting Trilveen geweest in oppervlaktewatergevoede laagvenen, zoals in de kern van de Wieden en Weerribben en grote delen van de Oostelijke Vechtplassen.

Verlanding onder zeer eutrofe omstandigheden vindt plaats door o.a. Riet, Grote en Kleine lisdodde of Liesgras. In het algemeen wordt aangenomen dat deze typen minder geschikt zijn voor successie naar Trilveen (paragraaf 1.3). Door een snelle stapeling van organische stof groeien deze verlandingstypen al snel boven het wateroppervlak uit, waardoor ze gevoed worden door regenwater en snel verzuren. Een te hoge trofiegraad belemmert echter niet alleen verlanding door lichtlimitatie vanwege algenbloei, maar kan ook afbraak van bestaande kragges stimuleren, blijkt uit het mesocosmosexperiment dat in dit onderzoek is uitgevoerd (paragraaf 4.4).

Ontbrekend in de meest gebruikte successieschema's (Schaminée, Den Held) zijn jonge, beginnende kraggen van Kleine lisdodde met Moerasvaren, waarin Riet nog geheel afwezig kan zijn. Dit is zowel in de Oostelijke Vechtplassen als in de Wieden-Weerribben een veel voorkomend verlandingstype. Onder zeer specifieke omstandigheden (alleen onder nutriëntenarme, gebufferde condities) zou hieruit waarschijnlijk Trilveen kunnen ontstaan (paragraaf 2.1, 3.2 en 3.3 geven hier aanknopingspunten voor), maar op zich is de aanwezigheid van dit type jonge verlanding niet indicatief voor een goede ontwikkeling richting trilveen. Omdat dit type echter een zeer veelvoorkomend type is, zou deze jonge verlanding desondanks wel een substantiële bijdrage kunnen leveren in het ontstaan van Trilveen.

5.4.3 Karakteristieken en beperkingen voor verschillende verlandingsstypen

In figuur 5.1 staan de standplaatskarakteristieken, en huidige beperkende factoren voor de belangrijkste vegetatietypen (paragraaf 3.1) weergegeven. De mesotrafente typen, die bij juist beheer over kunnen gaan in Trilveen, zijn bijna allemaal afhankelijk van kwel en allemaal van een lage nutriëntenbeschikbaarheid. Voor deze typen vormt de verminderde kweldruk in de Oostelijke Vechtplassen waar deze vroeger groter was (in de zone tegen de heuvelrug aan) momenteel de belangrijkste beperking. Voor verlanding met Waterdrieblad, die van een wat venigere ondergrond houdt dan de overige mesotrafente verlandingsstypen, lijkt het van belang dat de waterstand hoog is ten opzichte van de legakker om groei van deze soort mogelijk te maken. Bij legakkers die hoog boven het water uitsteken, zoals in de Westbroekse Zodden, kan de soort zich lastig op de legakker vestigen en is hij afhankelijk van aangroei vanuit oude kraggen, die wel diep in het water liggen. Als er in de directe omgeving en in de zaadbank geen soorten als Snavelzegge, Grote boterbloem en Waterdrieblad (soorten die slecht met de wind verspreiden) zijn, zou dispersie ook een beperkende factor kunnen vormen (paragraaf 3.1).

Verlanding met Krabbenscheer komt juist voor bij iets hogere nutriëntenconcentraties; de planten zijn deels afhankelijk van nutriënten in het oppervlaktewater. Het water mag echter niet te eutroof zijn. Dan ontstaat er algenbloei of concurrentie met eutrafentere macrofyten, waardoor er te weinig licht is voor Krabbenscheer, met name op de momenten dat de plant onder water gedoken is. Het water moet ook voldoende gebufferd zijn, voldoende CO₂ bevatten en een lage N/K-verhouding hebben (ook in het sediment). Sulfidotoxiciteit, in het verleden vaak gemeten (Smolders *et al.*, 1995; 2003), leek op de hier onderzochte plaatsen nagenoeg geen rol te spelen. In de praktijk betekenen deze vereisten dat er voldoende voeding moet zijn via oppervlaktewater dat een niet te hoge nutriëntenconcentratie bevat. Vraat van Krabbenscheer speelt echter een zeer belangrijke beperkende rol in de Oostelijke Vechtplassen (o.a. Sarneel *et al.*, 2011; paragraaf 4.2 en 4.3). In het petgat in de Molenpolder waar de plagproef werd uitgevoerd, bleek Krabbenscheer alleen te overleven als deze werd beschermd tegen 'vraat' door Amerikaanse rivierkreeften (paragraaf 4.3). Het belang van de graasdruk door Amerikaanse rivierkreeften op de ontwikkeling van de aquatische vegetatie (o.a. Teer kransblad (*Chara virgata*), Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en Waterpest (*Elodea nuttallii*)) werd al eerder aangetoond in de Oostelijke Vechtplassen (in de plas Terra Nova) (Van der Wal *et al.*, 2013). In de Westbroekse Zodden toonde Staatsbosbeheer met behulp van foto's vraat van Krabbenscheer door zwanen en ganzen aan tijdens het onderzoek. Met de lagere dichtheden van Amerikaanse rivierkreeften die in de Westbroekse Zodden aanwezig waren ten opzichte van de Molenpolder, bleek Krabbenscheer wel te overleven in kooien die alleen tegen vraat door vogels beschermden (paragraaf 4.3; figuur 5.2). Of deze factoren het verdwijnen van Krabbenscheer in de Oostelijke Vechtplassen volledig verklaren, is overigens niet duidelijk.



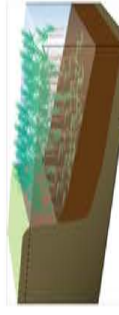


Verlanding door Krabbenscheer is in dit onderzoek in detail bestudeerd in de Wieden en Weerribben (paragraaf 3.2) waar sinds een jaar of tien in sommige petgaten weer volop Krabbenscheer aanwezig is. Tussen de Krabbenscheerplanten hoopt er zich een laag afgestorven drijvend bladmateriaal van de planten op, waarop andere soorten zich kunnen vestigen. De Krabbenscheervelden zorgen dus voor steun en voor de mogelijkheid voor planten om zich gelijk midden in het petgat te kunnen vestigen in

plaats van het petgat alleen vanuit de randen te kunnen koloniseren. Ook draagt het Krabbenscheerveld bij aan de beschikbaarheid van voedingsstoffen, die in het oppervlaktewater in het algemeen laag is. Deze snelle manier van verlanding is met de sterke achteruitgang van Krabbenscheer in de Oostelijke Vechtplassen nagenoeg verdwenen uit het gebied.

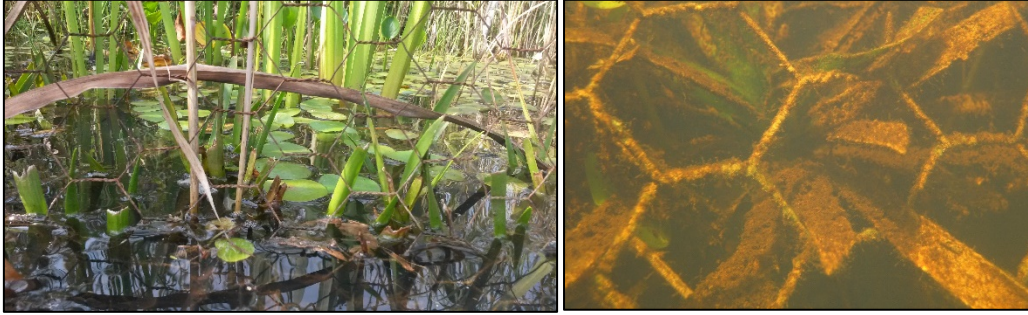
Het veelvoorkomende type van Kleine lisdodde en Moerasvaren heeft een breed voorkomen van regenwater-gevoed tot eutrofer en oppervlaktewater-gevoed. Het type komt vooral voor op plekken met een grote slibophoping. De belangrijkste beperking lijkt hier vraat (met name van Kleine lisdodde) te zijn. Het type doet het ook goed op en tussen Krabbenscheervelden. Krabbenscheervegetaties faciliteren kraggeverlanding (Sarneel *et al.*, 2011) en het verdwijnen van Krabbenscheervegetaties zorgt er waarschijnlijk voor dat de verlanding door dit type trager verloopt.

Verlandingen met Grote lisdodde en Riet doen het goed onder voedselrijke condities. Voor de uitbreiding van Riet via stolonen is het belangrijk dat de oever niet te steil is. De grootste beperking van dit type lijkt momenteel vraat te zijn (vgl. o.a. Sarneel, 2014; Van den Wyngaert, 2003).

In het algemeen valt op dat, ondanks dat er in de meeste petgaten in de Oostelijk Vechtplassen sprake was van bodemzicht, de bedekking met ondergedoken waterplanten erg laag was. Het experiment met de anti-graaskooien laat zien dat dit grotendeels aan vraat door watervogels te wijten valt. Ondergedoken waterplanten kunnen zorgen voor luwere omstandigheden, waarin verlanding sneller kan verlopen (paragraaf 2.4).

verlandingsstype	succesie naar trilveen	standplaatscondities	beperkingen
<p>Types van Snavelzegge, Holprijp en Riet & Holprijp</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Waarschijnlijk hoge potentie 	<ul style="list-style-type: none"> • Kwelgebonden (hoog Fe, Ca, HCO₃); • Lage nutriëntconcentraties, zowel in het oppervlaktewater als in de onderwaterbodem; • Begint wortelend in bodem, maar kan soms op gaan drijven; • Ondiepe petgaten met een flauwe oever en een zandige bodem; 	<ul style="list-style-type: none"> • Te weinig kwel; • Te hoge nutriëntconcentraties, zowel in oppervlaktewater als in onderwaterbodem; • Petgatvorm niet geschikt; • Te dikke silblaag; • Dispersie kan voor Snavelzegge en Grote boterbloem een probleem zijn als deze niet in omgeving voorkomen; • Vraat?
<p>Type van Paddenrus & Waterdriehblad</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Waarschijnlijk hoge potentie 	<ul style="list-style-type: none"> • Gebonden aan kwel (hoog Fe, Ca, HCO₃) of gebufferd oppervlaktewater (hoog Ca en HCO₃); • Lage nutriëntconcentraties, zowel in het oppervlaktewater als in de onderwaterbodem; • Verlandt vanuit oude kragges en legakkers; • Petgaten kunnen wat dieper zijn en een meer organische bodem hebben; • Hoge waterstand t.o.v. oever nodig om legakker geschikt te laten zijn voor Waterdriehblad; 	<ul style="list-style-type: none"> • Te weinig buffering; • Te hoge nutriëntconcentraties, zowel in oppervlaktewater als in onderwaterbodem; • Dispersie kan voor Waterdriehblad een probleem zijn; • Vraat?
<p>Type van Krabbenscheer</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Type is niet indicatief voor omstandigheden met een hoge kans op trilveenvorming, maar succesie naar trilveen mogelijk onder specifieke omstandigheden • Door grote oppervlaktewater type kan het qua oppervlaktewater juist wel belangrijk zijn voor trilveenvorming 	<ul style="list-style-type: none"> • Voldoende nutriënten in oppervlaktewater, maar niet teveel (niet hypertroof); vaak oppervlaktewater gevoed; • Hoge K-beschikbaarheid (lage N/K-verhouding) en hoge CO₂-beschikbaarheid; • Voldoende buffering 	<ul style="list-style-type: none"> • Vraat; • Te hoge of te lage nutriëntconcentraties; • Te lage K-beschikbaarheid, te hoge N/K-ratio, NH₄-toxiciteit, CO₂-tekort; • Dispersie kan een probleem vormen voor terugkeer van Krabbenscheer
<p>Type van Kleine Iisdode & Moeraswaren</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Type is niet indicatief voor omstandigheden met een hoge kans op trilveenvorming, maar succesie naar trilveen mogelijk onder specifieke omstandigheden • Door grote oppervlaktewater type kan het qua oppervlaktewater juist wel belangrijk zijn voor trilveenvorming 	<ul style="list-style-type: none"> • Breed voorkomen van mesotroof tot hypertroof en van zwakgebufferd tot sterk gebufferd (zowel oppervlaktewater gevoed als regenwater gevoed); • Meestal in diepe, venige petgaten met een dikke silblaag 	<ul style="list-style-type: none"> • Vraat; • Petgat ongeschikt (te minerale bodem, te ondiep of te weinig silt door bijv. ligging aan de loefzijde)
<p>Type van Grote Iisdode en Riet</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Waarschijnlijk lage potentie 	<ul style="list-style-type: none"> • (Hyper)eutroof oppervlaktewater, silt en oever (legakker); • Verlanding vanuit wortelende heliofyten of via kraggevorming; • Prefereert een flauwe oever en een niet al te diep petgat; 	<ul style="list-style-type: none"> • Vraat

Figuur 5.1. Potenties voor trilveenvorming, standplaatscondities en beperkingen van de belangrijkste verlandingsstypen in laagveen. Potential for succession towards Scopido-Caricetum diandrae, abiotic conditions and limitations for the most important terrestrialisation types.



Figuur 5.2. Aangevreten Krabbenscheer aan rand van anti-graaskooi boven (links) en onder water (rechts). Eaten *Stratiotes aloides* at the border of an anti-grazing cage above (left) and below the water surface.

5.4.4 Conclusies huidige verlandings

Onder hypertrofe omstandigheden, zoals er in de jaren '70 en '80 van de vorige eeuw voorkwamen in de Oostelijke Vechtplassen onder invloed van inlaat van Vechtwater, trad er niet of nauwelijks verlandings op. De waterkwaliteit is echter zover verbeterd dat deze op nog maar weinig plekken in de Oostelijke Vechtplassen te voedselrijk is voor verlandings op zich. Voor verschillende typen verlandings, vooral voor de mesotrafente typen –die merendeels afhankelijk zijn van aanvoer van grondwater- en voor het Krabbenscheertype, die potentieel een successie naar Trilveen in gang kunnen zetten, is de oppervlaktewaterkwaliteit in veel petgaten in de Oostelijke Vechtplassen nu echter nog steeds niet geschikt, blijkt uit analyse van oppervlaktewatergegevens van veel petgaten, verzameld door derden (paragraaf 3.1). Het water van een groot deel van de petgaten is hier ofwel te eutroof voor ($P > 4 \mu\text{mol/l}$; $0,12 \text{ mg P/l}$), of te weinig gebufferd ($\text{HCO}_3^- < 1500 \mu\text{mol/l}$; 90 mg/l) en te arm aan macro-ionen (o.a. $\text{Ca} < 650 \mu\text{mol/l}$; 25 mg/l). Ook voor de kwaliteit van de waterbodem en de oever geldt dat deze het voorkomen kunnen beperken, blijkt uit gegevens die in dit onderzoek verzameld zijn (paragraaf 3.1). Bij fosforconcentraties boven ongeveer $20 \mu\text{mol/l}$ ($0,6 \text{ mg P/l}$) in het poriewater van de sliblaag of Olsen-P-concentraties van meer dan $500 \mu\text{mol/l}$ bodem (15 mg P/l bodem) in de lage oever en poriewaterconcentraties boven $10 \mu\text{mol/l}$ in het poriewater van de lage oever komen alleen nog eutrafente verlandingsstypen voor.

Op plekken waar verlandings op kan treden, speelt vraag een belangrijke beperkende rol. Deze rol lijkt groter voor eutrafente typen (inclusief Krabbenscheerverlandings) dan voor mesotrafente typen (paragraaf 4.2).

Dispersie lijkt voor het al dan niet optreden van verlandings in het algemeen niet de beperkende factor te zijn. Voor bepaalde soorten die slecht via de wind verspreiden kan dit echter wel het geval zijn, als zij niet in de directe omgeving aanwezig zijn of geen zaden in de zaadbank hebben (paragraaf 3.1). Dit lijkt ook het geval te zijn voor Rood schorpioenmos, dat het zowel in Krabbenscheervegetaties (Cusell *et al.*, 2013) als op rietvlotjes waar de soort wordt uitgezet (paragraaf 4.1), goed kan doen.

5.5 Vertaling naar de praktijk

Door welke maatregelen kan de successie van open water naar kraggen in laagvenen worden gestimuleerd?

5.5.1 Aanleg

Bij de locatiekeuze voor de aanleg voor nieuwe petgaten of het uitgraven van bestaande is het verstandig rekening te houden met de standplaatscondities van gewenste verlandingsstypen. Als het doel is om mesotrafente jonge verlanding te krijgen die zich richting trilveen zal ontwikkelen, moeten de petgaten ondiep zijn, een flauwe oever hebben (Weijs, 2013; paragraaf 3.1), een zandige bodem en vooral onder invloed staan van ijzer- en calciumrijke kwel (paragraaf 3.2). Met behulp van kwelkaarten en metingen om de kwaliteit van deze kwel te bepalen kunnen de locaties voor nieuwe petgaten zo gekozen worden dat ze gunstig liggen voor het invangen van kwelwater van geschikte kwaliteit. Voor de ontwikkeling en het behoud van trilveen vanuit jonge verlanding zijn altijd basenrijke en voedselarme omstandigheden nodig. Dit betekent dat de aanvoer van basenrijk water ook na de initiële vorming van het trilveen gewaarborgd moet blijven, anders zal het trilveen snel weer verdwijnen. Dit geldt ook voor eutrofe, oppervlaktewatergevoede systemen waaruit trilveen kan zijn ontstaan (Type van Krabbescheer, Type van Kleine lisdodde & Moerasvaren). Zelfs onder hydrologisch relatief gunstige omstandigheden houdt het trilveenstadium slechts ongeveer 30 jaar stand (paragraaf 2.1), maar met aanvoer van basenrijk, voedselarm water zou dit veel langer kunnen zijn.

Ook voor eutrafente verlanding met Riet is een flauwe oever en een niet te diep petgat van belang. Er kan ook voor gekozen worden om van bestaande petgaten de oever te verflauwen door middel van afplaggen. Indien er sprake is van hypertrofe oevers, maakt het verflauwen van de oever de oevers door het verlagen van de nutriëntenbeschikbaarheid eveneens geschikter voor soorten die de verlanding in gang kunnen zetten.

Bij het aanleggen van petgaten kan ook binnen het petgat in diepte gevarieerd worden om ruimte te geven aan verschillende typen verlanding. Ondiepe zones met flauwe oevers zijn dan geschikt voor helofytenverlanding, terwijl diepere delen geschikt kunnen zijn voor Krabbescheer. Ook kan binnen een petgat gevarieerd worden in plekken waar er veen met zaden en plantenresten blijft liggen en waar, indien de veenlaag niet zo dik is, tot op het zand wordt verveend. Op die manier is er binnen een petgat ook meer sprake van risicospreiding voor verschillende typen verlanding, waardoor de kansen op verlanding wat groter worden.

Overmatige herbivorie door vogels speelt een belangrijke rol in de ontwikkeling van verlandingsvegetaties in laagveengebieden in het midden- en westen van Nederland. Bij de aanleg van nieuwe petgaten kan geprobeerd worden rekening te houden met de aantrekkelijkheid voor ganzen. Door de petgaten verder van landbouwgebied te leggen, maakt het de petgaten als overnachtingsplek mogelijk iets minder interessant. Ook de aanleg van een wandelpad langs de petgaten kan ervoor zorgen dat er veel verstoring van watervogels optreedt, waardoor het petgat minder aantrekkelijk wordt.

5.5.2 Inbrengen van vloten

In dit onderzoek is het gebruik van kleine en grote vloten als faciliterende drijfslag onderzocht (paragraaf 4.1 en 4.2). Bij afwezigheid van Krabbenscheervegetaties zou de kraggevorming ook vanaf vloten op kunnen treden. Of dit een geschikte maatregel is, is niet met zekerheid te zeggen na de twee à drie jaar die deze monitoring heeft geduurd. Wel is duidelijk dat de omstandigheden waaronder het vlot in het water ligt, een duidelijk effect heeft op de abundantie van soorten: zowel de diepte van het vlot in het water, als de trofie en buffering van het oppervlaktewater zijn hier bepalend voor, ook als op de vloten is gewerkt met dezelfde zaadmengsels of aangeplante diasporen. Een hogere biomassa kan op de vloten ontstaan als het petgat ondiep is en/of het oppervlaktewater voedselrijker. In ondiep water kan het water onder het vlot anaeroob worden, waardoor er meer fosfaat en ammonium uit de sliblaag voor de drijvende vegetatie beschikbaar is. Ook kunnen soorten als Kleine lisdodde dan met hun wortels bij de bodem en hier hun nutriënten uit halen. De graasdruk op de vloten, die in de Oostelijke Vechtplassen lagen, was echter zeer hoog en bepaalde onder voedselrijke condities de biomassa-ontwikkeling en abundantie van soorten.

5.5.3 Maaibeheer

In de eerste helft van de 20e eeuw, tot aan het begin van de jaren '60, was er door economische noodzaak sprake van een zeer intensief beheer van het laagveengebied (paragraaf 2.4). Dit betekende dat alle houtige gewassen gebruikt (gekapt) werden en dat alles wat hooi op kon leveren ook gemaaid werd, zeker in de Oostelijke Vechtplassen. Momenteel is het beheer veel minder intensief, omdat het juist geld kost in plaats van oplevert. Voor de ontwikkeling van Trilveen uit jonge verlanding is echter een zeer intensief beheer nodig. Er moet op het juiste moment begonnen worden met jaarlijks maaien, al voor dat boompjes de overhand krijgen, en dat kan door de verhoogde stikstofdepositie tegenwoordig al erg vroeg in de successie optreden. Het referentie-onderzoek in Polen laat overigens zien dat onder een lage stikstofdepositie en zeer kalkrijke omstandigheden maaibeheer niet nodig is voor trilveenontwikkeling (paragraaf 3.3). Tot voorkort konden jonge kragges die te slap waren om maaimachines te dragen, alleen gemaaid worden als er ijs lag. Gezien het aantal dagen dat er dik genoeg ijs ligt in Nederland, was het niet mogelijk om dit grootschalig uit te voeren. De laatste jaren is er echter door beheerders in onder andere de Wieden, de Nieuwkoopse Plassen en de Weerribben ervaring opgedaan met maaien met een amfibisch voertuig met rupsbanden. Als legakkers (ribben) breed gemaaid en begaanbaar zijn, kan ook vanaf de legakkers met een lange giek worden gemaaid. In de Molenpolder zijn de ribben tussen de petgaten hiertoe verbreed (med. G. Kooijman).

Het maaien van kragges beïnvloedt niet alleen de soortensamenstelling van de kragge, maar leidt mogelijk ook tot een snellere veenvorming. Juist door het verwijderen van bovengronds materiaal, dat anders snel afgebroken zou worden, lijkt er netto meer CO₂ vastgelegd te worden (paragraaf 4.4).

5.5.4 Waterbeheer

Ondanks de verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit, is deze op veel plekken nog steeds niet geschikt voor de meest gewenste verlandingstypen. Voor de mesotrafente typen die richting een trilveen kunnen ontwikkelen (in paragraaf 2.4 'Van den Berg-typen' genoemd) is kwel nodig. Ondanks dat de hydrologische omstandigheden van veel voormalige kwelgebieden zodanig is veranderd dat de kweldruk veel lager is dan vroeger, kan hier in de inrichting wel rekening mee gehouden worden, door bijvoorbeeld het peil niet te hoog op te zetten, waardoor de kwel zou kunnen worden weggedrukt. Een andere mogelijkheid is het dempen of verondiepen van sloten die nu juist op plekken waar nog sprake is van een redelijke kweldruk, en die dus de kwel wegvangen (Van Loon, 2010). Het aanvoeren van water dat elders is opgekweld, is een maatregel die kwel niet geheel kan vervangen. Met name de aanvoer van ijzer, dat neerslaat zodra het in contact komt met zuurstofrijk oppervlaktewater, is vele malen lager dan wanneer het in gereduceerde vorm via kwelwater wordt aangevoerd.

Onderzoek zal moeten uitwijzen in hoeverre het aanvoeren van opgekweld water van elders een zinvolle maatregel is.

De Wieden-Weerribben en de Nieuwkoopse Plassen zijn geen kwelgebieden en herbergen echter ook trilveenvegetaties. Deze zijn uit andere verlandingsstypen ontstaan, zoals uit Krabbenscheervegetaties. Krabbenscheervegetaties zijn afhankelijk van eutrofer water dat voldoende gebufferd is en voldoende macro-ionen (met name kalium) bevat. Hiervoor is aanvoer (inlaat) van water noodzakelijk. Hierin schuilt echter het probleem dat het inlaatwater nog steeds te voedselrijk is. Daarom wordt er tegenwoordig zo min mogelijk water ingelaten. Een flexibeler peilbeheer maakt inlaat minder noodzakelijk. Dit betekent echter ook dat sommige plekken minder geschikt raken voor verlanding met Krabbenscheer. Een oplossing voor het inlaten van oppervlaktewater dat nog te voedselrijk is, is het aanleggen van een gradiënt vanaf het inlaatpunt naar meer geïsoleerde petgaten, waarbij er op deze gradiënt wel omstandigheden te vinden zijn die geschikt zijn voor Krabbenscheerverlanding.

5.6 Kennisleemten

Hoewel er met dit onderzoek al veel kennis over verlandingsprocessen bijeen is gebracht, is er over een aantal zaken meer kennis nodig om de gewenste verlanding beter te kunnen stimuleren.

Ten eerste zijn experimentele maatregelen, zoals het inbrengen van vloten, het afplaggen van oevers en het aanplanten van *ecosystem engineers* maar relatief kort gevolgd en is nog niet te zeggen of dit maatregelen zijn die ook daadwerkelijk op langere termijn gaan werken. Ook is nog niet duidelijk of maaien op langere termijn leidt tot het stimuleren van de aangroei van kraggen en het verstevigen van de wortelmat. Daarop aansluitend is uit het inzetten van de maatregelen wel duidelijk geworden dat veel maatregelen (inzetten van vloten, inzetten van Krabbenscheer, afplaggen van de oever) alleen effect hebben als er ook bescherming is tegen vraat. Hoe dit op de schaal van een heel petgat zou kunnen, is nog niet duidelijk. Zeker bescherming tegen Amerikaanse rivierkreeft, die als juveniel zelfs door gaas met een zeer kleine maaswijdte kan kruipen, lijkt op grote schaal niet mogelijk. De vraag is dus hoe deze soort het best bestreden kan worden, en waarom hij in sommige gebieden, zoals de Molenpolder en het Hol zulke hoge dichtheden haalt, terwijl de dichtheid in andere gebieden, zoals de Wieden-Weerribben en de Nieuwkoopse Plassen laag is.

De massale sterfte van Krabbenscheer in de Oostelijke Vechtplassen is nog niet verklaard. Het kan te maken hebben met de opmars van Amerikaanse rivierkreeften, maar ook ammoniumtoxiciteit in de sliblaag, een te hoge ammonium-kaliumverhouding, te lage CO₂-concentraties in het water of een schimmelziekte zouden een mogelijke verklaring kunnen zijn. Als de verklaring niet gevonden wordt, zal er waarschijnlijk geen geschikte manier worden gevonden om de soort, die zo belangrijk is in de facilitatie van verlanding, terug te krijgen.

De luchtfotostudie (paragraaf 2.3) heeft laten zien dat verlanding in het verleden soms erg snel verliep. Het is echter niet bekend om wat voor type verlanding dit ging, of deze verlanding leidde tot het ontstaan van trilveen en onder welke omstandigheden dit gebeurde. Door gegevens over verlandingsnelheid te koppelen aan vegetatiekaarten en abiotische metingen kunnen ook voor het huidige beheer conclusies getrokken worden over hoe verlanding van petgaten versneld zou kunnen worden.

Ook rondom de vorming van Trilveen zijn nog veel onduidelijkheden. Om verschillende successiepaden te achterhalen zou een paleo-ecologische reconstructie gemaakt kunnen worden van andere (voormalige) trilvenen in andere laaggebieden en van andere locaties binnen een gebied, om de rol van soorten bij trilveenvorming te verduidelijken. Ook de faciliterende rol van Schorpioenmossen, zoals Rood schorpioenmos, voor, onder andere, de beschikbaarheid van nutriënten en macro-

ionen in een micro-habitat is nog niet duidelijk. De vraag hierbij is ook of deze soorten zich doorgaans in de aquatische fase van verlanding al vestigen, zoals uit de paleo-ecologische constructie (paragraaf 2.1) en het referentie-onderzoek in Polen (paragraaf 3.3) naar voren komt.

Ten slotte zal er gekeken moeten worden naar de mogelijkheden om kwel terug te brengen op plekken waar de kweldruk vroeger groter was, en naar de mogelijkheden om kwel te vervangen door oppervlaktewater dat elders is opgekweld.

6 Literatuur

- Anonymous, 1978. Waterkwaliteitsgegevens Maarsseveense Zodden. Waterleidingbedrijf Midden Nederland, Utrecht.
- Anonymus, 1902. *Calla palustris*. De Levende Natuur 7: 127.
- Anonymus, 1907. Een tochtje naar 't Fort Ruigenhoek. De Levende Natuur 12: 57-58.
- Antheunisse, A.M., W.C.E.P. Verberk, J.M. Schouwenaars, J. Limpens & J.T.A. Verhoeven, 2008. OBN onderzoek: Preadvies laagveen- en zeekleilandschap - een systeemanalyse op landschapsniveau. Directie Kennis, Ministerie van LNV, Ede.
- Arcadis, 2004. Boezem in Noordwest Overijssel: trends in fosfaatbalansen en effectiviteit van maatregelen. In opdracht van Waterschap Reest en Wieden.
- Bakker, E.S., 2010. Effect van zomerbegrazing door Grauwe ganzen op de uitbreiding van waterriet. De Levende Natuur 111: 57-59.
- Bakker, S.A., N.J. van den Berg, B.P. Speleers, 1994. Vegetation transitions of floating wetlands in a complex of turbaries between 1937 and 1989 as determined from aerial photographs with GIS. *Vegetatio* 114: 161-167.
- Barkman, J.J., H. Doing & S. Segal, 1964. Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica* 13: 394 -419.
- Beenen, R., G. van Ee, K. Everards, 1987. Onderzoek naar de effecten van de riolering van de Westbroekse binnenweg op het aquatische ecosysteem in de Molenpolder (gem. Maarssen). Provinciale Waterstaat van Utrecht, Utrecht.
- Belle J. van, A. Barendregt, P.P. Schot & M.J. Wassen, 2006. The effects of groundwater discharge, mowing and eutrophication on fen vegetation evaluated over half a century. *Applied Vegetation Science* 9:195-204
- Belle J. van, S. Attema, O. Stoker, R. de Jong & J. Mulder, 2015. Reconstructie van verlandingsnelheid in de Oostelijke Vechtplassen. Noorderpark en Het Hol. A&W-rapport 2085, Altenburg & Wymenga, Feanwâlden.
- Beltman, B., van den Broek, T., Bloemen, S. & Witsel, C. 1996. Effects of restoration measures on nutrient availability in a formerly nutrient-poor floating fen after acidification and eutrophication. *Biological Conservation* 78(3): 271-277.
- Berendsen, H.J.A., 2011. De vorming van het land: Inleiding in de geologie en de geomorfologie, 6^e editie. Perspectief Uitgevers, Utrecht.
- Berg, W.J. van den & J.T. de Smidt, 1985. De vegetatie van het Oostelijke Vechtplassengebied 1935 – 1980. Stichting Commissie voor de Vecht en het Oostelijke en Westelijke Vechtplassengebied Utrecht.
- Bergmans, W., 1975. Synoekologisch onderzoek in enige suksessiereksen in het C.R.M.reservaat De Weerribben (N.W.-Overijssel). Interne rapporten van het Hugo de Vries-Laboratorium nr 16, Universiteit van Amsterdam.
- Beug, H.J., 2004. Leitfaden der Pollenbestimmung für Mitteleuropa und angrenzende Gebiete. Verlag Dr. Fischer Pfeil, München.
- Bijlsma, R.J., A. Aptroot, K.W. van Dort, R. Haveman, C.M. van Herk, A.M. Kooijman, L.B. Sparrius & E.J. Weeda, 2009. Preadvies mossen en korstmossen. Ministerie van LNV, Directie Kennis.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit, KNNV, Utrecht.
- Bouman, A.C., A.C.A.M. van der Pluijm & G.M. Dirkse, 2002. De Nederlandse veenmossen: flora en verspreidingsatlas van de Nederlandse *Sphagnopsida*. Bryologische en Lichenologische Werkgroep van de KNNV, Utrecht.
- Brinkkemper, O., M. Brongers, S. Jager, T. Spek, J. van der Vaart, & Y. IJzerman, 2009. De Mieden – Een landschap in de Noordelijke Friese Wouden. Matrijs, Utrecht.
- Brinkkemper, O., W. Bijkerk, M. Brongers, S. Jager, M. Kosian, T. Spek & J. van der Vaart, 2006. Cultuur, Mens en Natuur in de Mieden. I. Biografie van de mieden.

- Landschapsgeschiedenis van de miedengebieden bij Buitenpost, Surhuizum en Zwaagwesteinde (Noordoost-Friesland). Rijksdienst voor Archeologie, Cultuurlandschap en Monumenten/Fryske Akademy /Altenburg & Wymenga ecoloogisch onderzoek, Amersfoort/Leeuwarden/Veenwouden.
- Bronk Ramsey, C., 1995. Radiocarbon calibration and analysis of stratigraphy; the OxCal program. *Radiocarbon*, 37: 425-430.
- Bueno de Mesquita F.J., 1904. Een aanbevelenswaardig roeitochtje. *De Levende Natuur* 9: 54-56.
- Cals M.J.R. & J.G.M. Roelofs, 1989. Ecohydrologisch onderzoek Noorderpark. Effectvoorspelling van wijzigingen in de hydrologische situatie op de water- en oevervegetatie. Vakgroep Aquatische Oecologie en Biogeologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Chambers, F.M., B. van Geel & M. van der Linden, 2011. Considerations for the preparation of peat samples for palynology, and for the counting of pollen and non-pollen palynomorphs. *Mires and Peat* 7: 1-14.
- Creutzberg, F., P. Leentvaar, R. Rense, C.T.B. Rikkert de Koe, H.A. de Vries & K.W.R. Zwart, 1969. *De Zuidelijke Vechtplassen: Flora en Fauna*. Stichting voor de Vecht en het Oostelijk en Westelijk plassengebied, Weesp.
- Cusell C., A. Kooijman, I. Mettrop & L. Lamers, 2013. Natura 2000 Kennislacunes in De Wieden & De Weerribben. Directie Kennis & Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Cusell, C., 2014. Preventing acidification and eutrophication in rich fens: Water level management as a solution? Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Cusell, C., A.M. Kooijman, L.P.M. Lamers & G. van Wirdum, 2008. OBN-onderzoek "Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuatie voor het behoud en herstel van trilvenen": tussentijdse rapportage 2008.
- Cusell, C., A.M. Kooijman, F. Fernandez, G. van Wirdum, J.J.M. Geurts, E.E. van Loon, K. Kalbitz, L.P.M. Lamers, 2014. Filtering fens: Mechanisms explaining phosphorus-limited hotspots of biodiversity in wetlands adjacent to heavily fertilized areas. *Science of the Total Environment* 481: 129-141.
- Dienst Landelijk Gebied, 2013. Verlanding in laagveenpetgaten. Vraagspecificatie Projectnummer OBN 2013-49-LZ.
- Diggelen, R. van, B. Middleton, J. Bakker, A. Grootjans & M. Wassen, 2006. Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Applied Vegetation Science* 9, 157-162.
- Diggelen, R. van, W.J. Molenaar & A.M. Kooijman, 1996. Vegetation succession in a floating mire in relation to management and hydrology. *Journal of Vegetation Science* 7: 809-820.
- Doorn, N. van, 1994. Verslag bemonstering Molenpolder d.d. 4 juli.1994. Utrecht.
- Duinen, G. van, R. Bobbink, C. van Dam, H. Esselink, R.J.J. Hendriks, M. Klein, A. Kooijman, J.G.M. Roelofs & H. Siebel, 2004. Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit – 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur - Rapport 2004/305. EC-LNV, Ede.
- Erisman, J.W., E. Dammers, M. van Damme, N. Soudzilovskaia & M. Schaap, 2015. Trends in EU nitrogen deposition and impacts on ecosystems. *EM* September 2015: 31-35.
- Faegri, K. & J. Iversen, 1989. *Textbook of pollen analysis*. Balkema, Amsterdam.
- Geel, B. van, 1978. A palaeoecological study of Holocene peat bog sections in Germany and the Netherlands. *Review of Palaeobotany and Palynology* 25: 1-120.
- Geel, B. van, 2001. Non-pollen palynomorphs. In: J.P. Smol, H.J.B. Birks, & W.M. Last (red). *Tracking environmental change using lake sediments*. Volume 3: Terrestrial, algal and silicaceous indicators, pp. 99-119. Kluwer, Dordrecht.
- Geel, B. van, D.P. Hallewas & J.P. Pals, 1983. A Late Holocene deposit under the Westfriese Zeedijk near Enkhuizen (Province of North-Holland, The Netherlands): palaeoecological and archaeological aspects. *Review of Palaeobotany and Palynology* 38: 269-335.
- Geel, B. van, G.R. Coope & T. van der Hammen, 1989. Palaeoecology and stratigraphy of the Late Glacial type section at Usselo (the Netherlands). *Review of Palaeobotany and Palynology* 60: 25-129.
- Geel, B. van, J. van der Plicht, M.R. Kilian, E.R. Klaver, J.H.M. Kouwenberg, H. Renssen, I. Reynaud-Farrera & H.T. Waterbolk, 1998. The sharp rise of $\Delta 14C$ ca.

- 800 cal BC: Possible causes, related climatic teleconnections and the impact on human environments. *Radiocarbon*, 40, 535-550.
- Geurts, J.J.M., 2008. Restoration of fens and peat lakes: a biogeochemical approach. Proefschrift, Radboud Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- Gonggrijp, G.P., V. Langenhoff, W. Schroevers, H. van Halm & C. Westra, 1981. *Ontdek N.W.-Overijssel*. IVN, Hilversum.
- Gorham, E., J.A. Janssens, G.A. Wheeler & P.H. Glaser, 1987. The natural and anthropogenic acidification of peatlands. In: Hutchinson, T.H., & Meema, K.M. (red.) *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems*, pp. 493-512. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Grandiek, N., A. van Leerdam, W. Rip, J. Hofstra, B. Sijtsma, D. Hoogenboom, & R. van 't Veer, 2015. PAS Gebiedsanalyse Oostelijke Vechtplassen.
- Grimm, E.C., 1991–1993. TILIA (software). Illinois State Museum, Springfield, USA.
- Grootjans A.P., R.H Kemmers, F.H. Everts & E.B. Adema, 2007. Restauratie van schraallanden op veengronden door afgraven en vernatten. *De Levende Natuur*: 108-113.
- Grosse-Brauckmann, G. & B. Streitz, 1992. Pflanzliche Makrofossilien mitteleuropäischer Torfe. III. Früchte, Samen und einige Gewebe (Fotos von fossilen Pflanzenresten). *Telma* 22: 53-102.
- Harperslager, S.F., A.J.P. Smolders, A.A.M. Kieskamp, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers, 2015. To float or not to float: How interactions between light and dissolved inorganic carbon species determine the buoyancy of *Stratiotes aloides*. *PLoS ONE* 10(4): 0124026. doi: 10.1371/journal.pone.0124026.
- Held, A.J. den, M. Schmitz & G. Van Wirdum, 1992. Types of terrestrializing fen vegetation in the Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (red). *Fens and bogs in The Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation*: 237-321. Kluwer, Dordrecht.
- Held, J.J. den & A.J. Den Held, 1976. *Het Nieuwkoopse Plassengebied*. Thieme-Zutphen.
- Held, J.J. den, 1985., *Het vegetatieonderzoek van de provincie Zuid Holland*. Deelrapport III: vegetatietypologie van Zuid Holland. Deel A – watervegetaties.
- Hennekens, S.M., N.A.C. Smits & J.H.J. Schaminée, 2010. *SynBioSys Nederland versie 2*. Alterra, Wageningen UR.
- Hoek, S. van der, 1984. *Het bruine goud*. *Kroniek van turfgravers in Nederland*. Elsevier, Amsterdam.
- Hölzer, A. 2010. *Die Torfmoose Südwestdeutschlands und der Nachbargebiete*. Weissdorn-Verlag, Jena.
- Jansen A.J.M., R.M. Bekker, R. Bobbink, J.H. Bouwman, R. Loeb, H. van Dobben, G.A. van Duinen & M.F. Wallis de Vries, 2010. 'De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rodelijstsoorten: De tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland', Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.
- Jol, C. & J. Laseur, 1982. *Waterkwaliteitsaspecten in het proefgebied Nationaal Landschap Noordwest-Overijssel*. Report Zuiveringschap West-Overijssel, Zwolle.
- Katwijk, M.M. van & J.G.M. Roelofs, 1988. *Vegetaties van waterplanten in relatie tot het milieu*. Rapport Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Kiwa Water Research & EGG, 2007. *Knelpunten- en kansanalyse Natura 2000-gebieden*. Kiwa Water Research, Nieuwegein/EGG, Groningen.
- Koerselman, W., 1989. Groundwater and surface water hydrology of a small groundwater-fed fen. *Wetlands Ecology and Management* 1: 31-43.
- Koerselman, W., 1991. Is er nog toekomst voor trilvenen? *De Levende Natuur* 91 (5): 203-210.
- Koerselman, W., S.A. Bakker, & M. Blom, 1990. Nitrogen, phosphorus and potassium budgets for two small fens surrounded by heavily fertilized pastures. *Journal of Ecology* 78: 428-442.
- Kooijman, A.M., 2012. 'Poor rich fen mosses': atmospheric N-deposition and P-eutrophication in base-rich fens. *Lindbergia* 35: 42-52.
- Kooijman, A.M. & C. Bakker, 1994. The acidification capacity of wetland bryophytes as influenced by clean and polluted rain. *Aquatic Botany* 48: 133-144.

- Kooijman, A.M. & C. Bakker, 1995. Species replacement in the bryophyte layer in mires: the role of water type, nutrient supply and interspecific interactions. *Journal of Ecology* 83: 1-8.
- Kooijman, A.M. & M.P.C.P. Paulissen, 2006. Higher acidification rates in fens with phosphorus enrichment. *Applied Vegetation Science* 9: 205-212.
- Kooijman, A.M. 1992. The decrease of rich fen bryophytes in the Netherlands. *Biological Conservation* 59: 139-143.
- Kooijman, A.M. 1993a. On the ecological amplitude of four mire bryophytes; a reciprocal transplant experiment. *Lindbergia* 18: 19-24.
- Kooijman, A.M. 1993b. Causes of the replacement of *Scorpidium scorpioides* by *Calliergonella cuspidata* in eutrophicated rich fens 1. Field studies. *Lindbergia* 18: 78-84.
- Kooijman, A.M., C. Cusell, I.S. Mettrop & L.P.M Lamers, 2015. Recovery of target bryophytes in floating rich fens after 25 years of inundation by base-rich surface water with lower nutrient contents. *Applied Vegetation Science*, DOI: 10.1111/avsc.12197.
- Kooijman, A.M., L.P.M. Lamers & G. van Wirdum, 2008. OBN-onderzoek 'Pilot-studie naar de voor- en nadelen van peilfluctuaties voor het behoud en herstel van trilvenen'. In opdracht van Ministerie van LNV.
- Körper-Grohne, U., 1964. Bestimmungsschlüssel für subfossiele *Juncus*-Samen und Gramineen-Früchte. *Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet* 7: 1-47.
- Kuhry, P., 1997. The palaeoecology of a treed bog in western boreal Canada: a study based on microfossils, macrofossils and physico-chemical properties. *Review of Palaeobotany and Palynology* 96: 183-224.
- Kuks, S., 2002. The evolution of the national water regime in the Netherlands. Eawareness Netherlands. University of Twente, Enschede.
- Laine, J., 2009. The intricate beauty of *Sphagnum* mosses: a Finnish guide to identification. University of Helsinki Department of Forest Ecology, Helsinki.
- Lamers L. (red.), J. Sarneel, J. Geurts, M. Dionisio Pires, E. Remke, H. van Kleef, M. Christianen, L. Bakker, G. Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge N. Jaarsma, S. van der Wielen, M. Soons, J. Verhoeven, B. Ibelings, E., van Donk, W. Verberk, H. Esselink & J. Roelofs, 2010. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Kennis.
- Lamers L.P.M., E.C.H.E.T. Lucassen, A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H2O* 38: 28-30.
- Lamers, L.P.M., J. Geurts, B. Bontes, J. Sarneel, H. Pijnappel, H. Boonstra, J. Schouwenaars, M. Klinge, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, B. Kuijper, H. Esselink & J. Roelofs, 2006. Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006. Ministerie van LNV, Directie Kennis. Rapport DK nr. 2006/057-O.
- Lamers, L.P.M., M.A. Vile, A.P. Grootjans, M.C. Acreman, R. van Diggelen, M.G. Evans, C.J. Richardson, L. Rochefort, A.M. Kooijman, J.G.M. Roelofs & A.J.P. Smolders, 2015. Ecological restoration of fen in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews* 90: 182-203.
- Lange, L. de, 1972. An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. Dissertatie Universiteit van Amsterdam.
- Leentvaar P. & M.F. Mörzer Bruyns, 1962. De verontreiniging van de Loosdrechtse Plassen en haar gevolgen. *De Levende Natuur* 65: 42-48.
- Leerdam, A. M. van, Ouboter & J. Beemster, 2010. De stromende verbinding tussen Gooi en Vecht, verleden en heden. In: *Water tussen Vecht en Eem - geschiedenis en actualiteit*, Tussen Vecht en Eem 28: 34-43.
- Leeuwen, R. van, 2008. Peilfluctuatiesproef Weerribben: Nulmeting indicatorsoorten flora en pq's.
- Leeuwen, R. van, 2013. Vegetatie-onderzoek in relatie van het onderzoek Kennislacunes in de Wieden & de Weerribben.
- Leeuwen, R. van, 2016, in prep., Vegetatieonderzoek in vroege verlandingsstadia in Noordwest Overijssel.
- Loeb R., E. van Daalen, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2007. How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry* 85: 289-302.

- Loeb R., F. Smolders & T. van den Broek, 2010. Ontsloten gegevens: een eerste overzicht en interpretatie t.b.v. Ecohydrologische Herstelplan Het Hol. Memo /M/501663/Rott. Royal Haskoning, Rotterdam.
- Loeb R., L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs, 2008. Effects of winter versus summer flooding and subsequent desiccation on soil chemistry in a riverine hay meadow. *Geoderma* 145: 84-90.
- Loeb, R., J. Geurts, G. van Dijk, W. Weijs, J. van Belle, L. Bakker, L. Lamers, W. Rip, R. van Leeuwen, J. van Diggelen, C. Cusell, A. Kooijman, B. van Geel, A. Smolders & J. Roelofs, 2015. Verlanding in laagveenpetgaten: Speerpunt voor natuurherstel in laagvenen. B-WARE rapport 2015.16, in opdracht van Waternet.
- Loeb, R. & A.J.P. Smolders, 2016. Gebiedsgericht eco-hydrologisch onderzoek HAP-Oost. B-ware-rapportnr. 2016.08. Onderzoekcentrum B-ware, Nijmegen.
- Loon, A.H. van, 2010. Unraveling hydrological mechanisms behind fen deterioration in order to design restoration strategies. Proefschrift, Universiteit Utrecht, Utrecht.
- Marmottant, P., A. Ponomarenko & D. Bienaimé, 2013. The walk and jump of *Equisetum* spores. *Proceedings of the Royal Society B* 280: 20131465.
- Mauquoy, D. & B. van Geel, 2007. Mire and peat macros. In: Elias, S.A. (ed.) *Encyclopedia of Quaternary Science* 3. Elsevier, Amsterdam, 2315-2336.
- Mauquoy, D., P.D.M. Hughes & B. van Geel, 2010. A protocol for plant macrofossil analysis of peat deposits. *Mires and Peat* 7: 1-5.
- Meijer W. & R.J. de Wit (red.) (1955). Kortenhoef: een veldbiologische studie van een Hollands verlandingsgebied. Commissie voor de Vecht en het Oostelijk en Westelijk Vechtplassengebied, Amsterdam.
- Meijer, W. (1955). Waterplanten- en oevervegetaties. In: W. Meijer en R.J. de Wit (red) Kortenhoef. Een veldbiologische studie van een Hollands verlandingsgebied, pp. 22-44. Stichting voor de Vecht en het oostelijk en westelijk plassegebied, Amsterdam.
- Meriaux, J. & J.-M. Géhu, 1978. De l'analyse symphtosociologique des complexes de vegetation a celle des vegetations complexes. In: R. Tuxen (red.), *Assoziationscomplexe (Sigmieten)*.
- Mettrop, I.S. (2015). Water level fluctuations in rich fens: an assessment of ecological benefits and drawbacks. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.
- Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers & L.L.J. van Nieuwerburg (red), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Stowa-rapport 2012-31. Stowa, Amersfoort.
- Moore, P.D., J.A. Webb & M.E. Collison, 1991. *Pollen analysis*. Blackwell scientific publications, Oxford.
- Piek, E., 1999. Beheersverslag. Grondwaterproef Weerribben 1997-1998. Staatsbosbeheer regio Flevoland Overijssel.
- Pons, L.J., 1992. Holocene peat formation in the lower parts of the Netherlands. *Fens and Bogs in the Netherlands: Vegetation, History, Nutrient Dynamics and Conservation* (ed. J.T.A. Verhoeven), pp. 7-79. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Pott, R., 1992, *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*.
- Pranger, D.P., M.E. Tolman, F.H. Everts, M. Jongman & N.P.J. de Vries, 2010. Vegetatiekartering Weerribben, 2006-2009. Rapport 636. EGG consult, Groningen/SBB, Deventer.
- Proctor, M.C.F. 1982. Physiological Ecology: Water relations, Light and Temperature Responses, Carbon Balance. In: A.J.E. Smith (red). *Bryophyte Ecology*, Chapman & Hall, London, 333-381.
- Robertson, J. & J. Binnerts, 1983. Vegetatiekartering van de petgaten en drijftillen in het natuurreservaat De Weerribben. Stichting Opleiding Leraren, Utrecht; Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Roelofs, J.G.M. & M.J.R. Cals, 1989. Effecten van inlaat van gebiedsvreemd water op de waterkwaliteit en vegetatieontwikkeling in laag- en hoogveenplassen.
- Roelofs, J.G.M., 1991. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: Effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. *Aquatic Botany*, 39, 267-293.
- Rydin, H. & J.K. Jørglum, 2013. The peat archives. In: Rydin, H. & Jørglum, J.K. (red.). *The biology of peatlands*. Oxford University Press.
DOI: 10.1093/acprof:osobl/9780199602995.003.0006
- Sarneel J.M., B. Hidding, C. van Leeuwen, G.F. Veen, J. van Paassen, N. Huig, E.S. Bakker, 2012. Effecten van waterpeilfluctuatie op vegetatie. Nederlands Instituut

- voor Ecologie (NIOO-KNAW). Deelrapportage project: Flexibel peil: van denken naar doen!
- Sarneel J.M., N. Huig, G.F. Veen, W. Rip. & E.S. Bakker, 2014b. Herbivores enforce sharp boundaries between terrestrial and aquatic systems. *Ecosystems* 17: 1426-1438.
- Sarneel, J.M., M.B. Soons, J.G.M. Geurts, B. Beltman & J.T.A. Verhoeven, 2011. Multiple effects of land-use changes impede the colonization of open water in fen ponds. *Journal of vegetation Science* 22: 551-563.
- Sarneel, J.M., R. Janssen, W.J. Rip, I. Bender & E.S. Bakker, 2014a. Water level fluctuations determine community assembly of riparian vegetation by simultaneously affecting seed dispersal and germination conditions. *Journal of Applied Ecology* 51: 1006–1014.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995. *De Vegetatie van Nederland deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. Opulus Press, Uppsala.
- Schep, S., 2011. Watersysteemanalyse Noorderpark ten behoeve van Watergebiedsplan en Beheerplan Natura2000. Witteveen & Bos, Deventer.
- Segal, S. & M.C. Groenhart, 1967. Het Zuideindigerwiede, een uniek verlandsgebied, *Gorteria* 3: 165-181.
- Sjörs, H., 1950. On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters. *Oikos* 2, 239-258.
- Smolders A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs, 2006. De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* april: 5-11.
- Smolders, A.J.P. & J.G.M. Roelofs, 1995. Internal eutrophication, iron limitation and sulphide accumulation due to the inlet of river Rhine water in peaty shallow waters in the Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie*, 133: 349-365.
- Smolders, A.J.P., C. den Hartog & J.G.M. Roelofs, 1995. Observations on fruiting and seed-set of *Stratiotes aloides* L. in the Netherlands. *Aquatic Botany*, 51: 259-268.
- Smolders, A.J.P., C. den Hartog, C.B.L. van Gestel & J.G.M. Roelofs, 1996. The effects of ammonium on growth and accumulation of free amino acids and nutritional status of young phosphorus deficient *Stratiotes aloides* plants. *Aquatic botany*, 53: 85-96.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, C. den Hartog & J.G.M. Roelofs, 2003. Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in the Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia* 506: 603-610.
- Soudzilovskaia, N.A., J.H.C. Cornelissen, H.J. During, R.S.P. van Logtestijn, S.I. Lang, & R. Aerts, 2010. Similar cation exchange capacities among bryophyte species refute a presumed mechanism of peatland acidification. *Ecology* 91: 2716-2726.
- Staatsbosbeheer, 1998. Monitoring aandachtsoorten. Intern verslag
- Staatsbosbeheer, 2005. Monitoring aandachtsoorten. Intern verslag.
- Staring W., 1846. *De Aardkunde van Salland en het Land van Vollenhove*. Eene voorlezing gehouden voor en uitgegeven door de Overijsselsche Vereeniging tot Ontwikkeling van Provinciale Welvaart. J.J. van Tijn. Zwolle.
- Tamis, W.L.M., R. van der Meijden, J. Runhaar, R.M. Bekker, W.A. Ozinga, B. Odé & I. Hoste, 2004. Standaardlijst van de Nederlandse flora 2003. *Gorteria – Nationaal Herbarium Nederland*.
- Thijsse J.P., 1896. De natte wandeling. *De Levende Natuur* 1: 31-33.
- Thijsse J.P., 1915. *De Vecht*. Verkade Album. Verkade, Zaandam.
- Thijsse J.P., 1920. Een en ander over het Naardermeer. *De Levende Natuur* 25: 54-55.
- Thijsse J.P., 1922. Het Naardermeer. *De Levende Natuur* 27: 232-238.
- Tolman, M.E. & M. Jongman, 1999. Vegetatiekartering Weerribben. Rapport EV99/9, Everts & de Vries e.a., Groningen / SBB-regio Flevoland - Overijssel, Zwolle.
- Tooren, B.F. van & L.B. Sparrius, 2007. Voorlopige verspreidingsatlas van de Nederlandse mossen. *Bryologische en Lichenologische Werkgroep van de KNNV*, 350 pp.
- Veenbos, J.S., 1950. De bodemgesteldheid van het gebied tussen Lemmer en Blokzijl in het randgebied van de Noordoost polder. PhD thesis, University Wageningen, Wageningen.
- Veer, R. van 't & D. Hoogeboom (red.), 2012. *Atlas Natura 2000 - Oostelijke Vechtplassen en Naardermeer*. Provincie Noord-Holland.

- Verhoeven, J.T., 1992. Fens and bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Verschoor, J., 1973. Vegetatiekartering door middel van False-Colour luchtfoto's in het C.R.M.-reservaat "De Weerribben". Intern rapport van het Hugo de Vries-laboratorium, Amsterdam, no. 56.
- Vries, H.A. de (1969) Het moerasgebied ten oosten van de Loosdrechtse Plassen, zomers 1961 en 1962. In: De Zuidelijke Vechtplassen (red P. Leentvaar), pp. 11-44. Rivon Verhandeling nr.7. Stichting voor de Vecht en het oostelijk en westelijk plassenengebied.
- Vries, H.A. de, 1969. Het moerasgebied ten oosten van de Loosdrechtse plassen, zomer 1961 en 1962. In: F. Creutzberg, P. Leentvaar, R. Rense, C.T.B. Rikkert de Koe, H.A. de Vries, & K.W.R. Zwart (red.) De Zuidelijke Vechtplassen Flora en Fauna, pp. 11-23. RIVON-verhandeling, Arnhem.
- Wal, J.E.M van der, M. Dorenbosch, A.K. Immers, C. Vidal Forteza, J.J.M. Geurts, E.T.H.M. Peeters, B. Koese & E.S. Bakker, 2013. Invasive crayfish threaten the development of submerged macrophytes in lake restoration. PLoS ONE 8: 1-11
- Wassen M.J., E. Van Donk, W. Koerselman & C.A. den Hartogh, 1989. Ecologische effecten van alternatieve vormen van waterbeheer voor het Noorderpark. CHO/TNO 22: 280-299.
- Wassen, M.J., H. Olde Venterink, E.D. Lapshina & F. Tanneberger, 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. Nature 437, 547-550.
- Weber-Oldekop, D.W., 1969. Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen. Dissertation Hannover.
- Weeda, E.J., J.H.J. Schaminée, & L. van Duuren, 2000. Atlas van Plantengemeenschappen in Nederland. Deel 1, Wateren, moerassen en natte heiden.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra & T. Westra, 1985. Nederlandse oecologische Flora, Wilde planten en hun relaties, volume 1. KNNV Uitgeverij/IVN, Deventer.
- Weeda, E.J., R. Westra, C. Westra, & T. Westra, 1994. Nederlandse oecologische Flora, Wilde planten en hun relaties, volume 5. KNNV Uitgeverij/IVN, Deventer.
- Weijs W., 2011. Natuur & landschap van de Vechtstreek. KNNV-uitgeverij, Utrecht.
- Weijs W., 2013. Mislukking en succes van nieuwe petgaten in de Oostelijke Vechtstreek. Natuurmonumenten, Beheereenheid Vechtplassen.
- Westhoff V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen, E.E. van der Voo & R. Westra, 1971. Wilde planten - Flora en vegetatie in onze natuurgebieden - deel 2. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, 's-Gravenland.
- Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen.
- Westhoff, V., 1949. Landschap. Flora en vegetatie van de Botshol, nabij Abcoude. Comm. voor de Vecht en het oostelijk en westelijk vechtplassenengebied. Baambrugge.
- Wiegiers, J., 1992. Carr vegetation: plant communities and succession of the dominant tree species. In: J.T.A. Verhoeven (red) Fens and Bogs in the Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation, pp. 237-321. Kluwer, The Netherlands.
- Wirdum, G. van, & V. Joosten, 1997. De proef 'Grondwater als Waterbron' in de Weerribben. Basisrapport over de periode 1989 - 1995. IBN-DLO.
- Wirdum, G. van, 1991. Vegetation and hydrology of floating rich-fens. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Wirdum, G. van, A.J. den Held & M. Schmitz, 1992. Terrestrializing fen vegetation in former turbaries in the Netherlands. In: J.T.A. Verhoeven (red). Fens and bogs in The Netherlands: vegetation, history, nutrient dynamics and conservation: 323-360. Kluwer, Dordrecht.
- Worldbank, 2015. Climate change knowledge portal. Climate. Historical. http://sdwebx.worldbank.org/climateportal/index.cfm?page=country_historical_climate&ThisRegion=Europe&ThisCCCode=POL#
- Wyngaert I.J.J. van den, L.D. Wienk, S. Sollie, R. Bobbink & J.T.A. Verhoeven, 2003. Long-term effects of yearly grazing by moulting Greylag geese (*Anser anser*) on reed (*Phragmites australis*) growth and nutrient dynamics. Aquatic Botany 75: 229-248.

Zinderen-Bakker, E.N. van, 1942. Het Naardermeer. Een geologische, historische en botanische landschapsbeschrijving van nederlands oudste natuurmonument.