

Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeelei- en laagveenlandschap

Kansen voor kleimeren

Gijs van Dijk
Piet-Jan Westendorp
Roos Loeb
Fons Smolders
Hein van Kleef
Leon Lamers
Marcel Klinge



Radboud Universiteit Nijmegen



Ministerie van Economische Zaken

© 2013 Directie Agro-kennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2013/OBN185-LZ
Den Haag, 2013

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 2013/OBN185-LZ en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling Gijs van Dijk; Onderzoekscentrum B-Ware
Piet-Jan Westendorp; Witteveen en Bos
Roos Loeb; Onderzoekscentrum B-Ware
Fons Smolders; Onderzoekscentrum B-Ware
Hein van Kleef; Stichting Bargerveen
Leon Lamers; Radboud Universiteit
Marcel Klinge; Witteveen en Bos

Druk Ministerie van EZ, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur
Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
Telefoon : 030 693 01 30
Fax : 030 693 36 21
E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

Voor u ligt het eindrapport (2009-2012) van het onderzoek Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeelei- en laagveenlandschap: Kansen voor kleimeren. Het project is in opdracht van het Ministerie van EZ uitgevoerd in het kader van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN). Het project had tot doel het ecologisch functioneren van ondiepe meren in het laagveen- en zeeleilandschap beter te begrijpen en maatregelen voor herstel of verbetering te definiëren.

In deze eindrapportage worden de belangrijkste resultaten en conclusies van het onderzoek gepresenteerd. Op basis van de uitkomsten zijn concrete aanbevelingen gedaan ten aanzien van het Nederlandse water- en natuurbeheer.

Gedurende het onderzoek is duidelijk geworden dat zeekleimeren in veel opzichten niet afwijken van andere typen meren, maar dat er toch ook duidelijke verschillen zijn. Zo blijken zeekleimeren in Nederland veelal troebel en plantenarm. In veel zeekleimeren blijkt de slibbodem te bestaan uit verweekte kleibodem die qua samenstelling nauwelijks afwijkt van de intacte kleibodem. Door de sterke buffering en grote beschikbaarheid van elektronenacceptoren zijn afbraaksnelheden hoog en hoopt organisch materiaal nauwelijks op. Op basis hiervan lijkt het baggeren van zeekleimeren geen duurzame maatregel. De kleibodem verweekt door erosie en bioturbatie.

Zeekleimeren zijn in belangrijke mate troebel door opwerveling van kleideeltjes vanuit de verweekte kleibodem. Door het slechte doorzicht zijn de kritische belastingsgrenzen laag, terwijl de interne nutriëntenbelasting hoog is. In deze situatie kan dynamiek toch leiden tot een helder en plantenrijke situatie, maar zodra deze dynamiek wegvalt zullen de meeste zeekleimeren zich uiteindelijk ontwikkelen in troebele en plantenarme systemen. Of verbetering mogelijk is kan worden ingeschat op basis van een watersysteemanalyse en bodemonderzoek. Indien de interne en externe belasting relatief laag zijn, dan kunnen verschillende maatregelen worden ingezet om de kwaliteit te verbeteren. Deze hebben enerzijds betrekking op het robuuster maken van het watersysteem en daarmee het verhogen van de kritische belastingsgrens en anderzijds het introduceren van meer dynamiek.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Dankwoord

Dit rapport had niet tot stand kunnen komen zonder de hulp van vele personen. Ten eerste willen de auteurs de waterbeheerders Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier, Hoogheemraadschap van Rijnland, Hoogheemraadschap van Delfland, Waterschap Hunze en Aa's, Waterschap Noorderzijlvest, Waterschap Brabantse Delta, Waterschap Hollandse Delta, Waterschap Zeeuwse Eilanden, Waterschap Zeeuws-Vlaanderen, Waterschap Zuiderzeeland en Wetterskip Fryslân bedanken voor het verstrekken van informatie en verlenen van de benodigde toestemmingen en vergunningen voor het veldwerk. Ook Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten en het Zuid-Hollands Landschap worden bedankt voor het verstrekken van gegevens en de ondersteuning tijdens de uitvoering. In het bijzonder bedanken wij Anne Fortuin, Wim ter Keurs en Leo Smits voor hun inzet en de prettige samenwerking. Ook het ecologisch adviesbureau AT-KB, in het bijzonder Jouke Kampen, wordt bedankt voor het aanleveren van visstandgegevens. Jaap Postma en Rineke Keijzers van Ecofide worden hartelijk bedankt voor de prettige samenwerking en hulp bij het onderzoek en de kweek van muggenlarven.

Ook binnen onze eigen organisaties hebben velen personen een steentje bijgedragen om dit onderzoek mogelijk te maken. Alle labmedewerkers van Onderzoekcentrum B-ware en de Radboud Universiteit Nijmegen, in het bijzonder Paul van de Ven en Jelle Eygensteyn. Ook wordt Jeroen Graafland bedankt voor de (vaak lange) velddagen in alle uithoeken van Nederland en het gezamenlijk trekken aan de zuigerboor om deze uit de stevige zeelei te krijgen. Dank aan alle medewerkers van Stichting Bargerveen die dit onderzoek hebben ondersteund, in speciaal Jan Kuper.

Tot slot danken wij de studenten Hanneke van Zuilichem en Rick Leemans die binnen dit onderzoek zijn afgestudeerd.

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	11
MANAGEMENT AND POLICY SUMMARY	13
SAMENVATTING VOOR BEHEER EN BELEID	20
1 Inleiding	33
2 Literatuuronderzoek	36
2.1 Inleiding	36
2.1.1 Productiviteit van waterbodems	37
2.1.1 Fosfaathuishouding	38
2.2 Effecten van begrazing	40
2.3 Maatregelen	41
2.3.1 Baggeren	41
2.3.2 Actief Biologisch Beheer (ABB)	41
2.3.3 Peilfluctuatie en droogval	41
2.3.4 Aanleg helofytenfilters/moerassen/natuurvriendelijke oevers	44
2.3.5 Addities	44
2.3.6 Defosfatering	44
3 Onderzoeksvragen en hypotheses	46
4 Onderzoeksopzet	48
4.1 Inleiding	48
4.2 Gegevensverzameling en selectie	48
4.3 Waterbodembemonstering	53
4.4 Benthische macrofaunabemonstering	54
4.5 Chemische analyses	54
4.6 Gegevensanalyse	56
4.7 Inschatten kritische grenzen voor fosfaatbelasting	56
<i>Onzekerheden</i>	58

5	Resultaten en discussie	59
5.1	Inleiding	59
5.2	Oppervlaktewaterkwaliteit zeeleimeren	59
5.2.1	KRW-typologie, maatlatscores fysische chemie	59
5.2.2	Relaties tussen nutriënten, algen en doorzicht in zeeleimeren	63
5.2.3	Trends in waterkwaliteit	65
5.2.4	Verschillen tussen zoete en brakke zeeleimeren	66
5.2.5	Biotische data van de waterbeherende organisaties	68
5.2.6	Beheer	70
5.3	Biologische productiviteit waterbodems	73
5.3.1	Benthische macrofauna	73
5.3.2	Relatie bodemchemie en benthische macrofauna	75
5.3.3	Sturende factoren in zeeleimeren	82
5.4	Chemische samenstelling zeeleibodems	83
5.4.1	Invloed van het poriewater in de bodem op het oppervlaktewater	83
5.4.2	Invloed van bodemchemie op chemische poriewatersamenstelling	96
5.4.3	Waterbodemsamenstelling zeeleimeren	101
5.4.4	Vergelijking Zeeleimeren met andere Nederlandse meren	103
5.5	Interne fosfaatbelasting versus kritische fosfaatbelasting	107
5.5.1	Inleiding	107
5.5.2	Resultaten	108
6	Conclusies	110
6.1	Sturende factoren voor de waterkwaliteit van zeeleimeren	110
6.1.1	Huidige toestand oppervlaktewater zeeleimeren	110
6.1.2	Sturende factoren voor het oppervlaktewater en benthische biodiversiteit	111
6.2	De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteit en biologische productie in zeeleimeren	111
6.2.1	Chemische samenstelling waterbodem	111
6.2.2	Invloed van waterbodem op de beschikbaarheid en mobilisatie van nutriënten	112
6.2.3	Potentiële nalevering versus kritische belastingsgrenzen	112
6.3	Aanbevelingen voor beleid en beheer	113
7	Literatuur	116
8	Bijlagen	121

MANAGEMENT AND POLICY SUMMARY

Background and objectives

The Netherlands has a large number of lakes (and ponds) in the marine clay landscape. The water quality in many of these marine clay lakes is moderate to poor. From a water quality policy (EU Water Framework Directive) and a species and habitat policy (Natura 2000) point of view, there is an urgent desire to improve this situation. The question is, however, how should this be performed.

This OBN marine clay lakes research project has the following primary objective:

"To identify specific controlling factors and processes (structure and nutrient content of the water bottom and water quality) for diagnosis and the sustainable recovery of biodiversity in marine clay lakes."

Research project objectives

Various measures are being taken, with varying success, to restore or improve the quality of the marine clay lakes. These measures include dredging, reducing the external nutrient load or creating nature-friendly shorelines. This mainly concerns the semi-natural target habitat type 'buffered shallow lakes' (target habitat type 3.18a; WFD type M14). This is the most common type of shallow lake in the marine clay area. Furthermore, this type is facing serious problems, in open water as well as in the shore zone. In the open water, there is almost no submerged vegetation, while the target habitat type assumes submerged vegetation covering the water bottom. The shore zone consists mostly of marginal, often timbered, non-beach shoreline while the target habitat type assumes extensive shoreline beaches and marine clay swamps. In addition, blue algal blooms can lead to ecological and social damage.

Before commencing this study, it was not clear on which aspects marine clay lakes differ from other types of lakes (sand, river clay, peat), with the exception of the subsoil. Furthermore, it was not known which indicators would be suitable for a system analysis or what effect the possible measures might have. This research project is therefore designed to gain greater understanding of these aspects.

Phase 1: Literature research

In general terms, quite a lot is already known about the ecological performance of shallow lakes. In addition, limited research has been conducted into marine clay lakes. In phase 1 the relevant publications were gathered together in order to refine the research questions.

Based on the literature research we were able to refine the questions for the research phase. For this we formulated a single key question: "What are the controlling factors for the biogeochemical processes and the biodiversity of

marine clay lakes?" This key question has been divided into six sub-questions (see further in this summary).

In order to gain a greater understanding of the current state of the marine clay lakes and their ecological performance, in phase 2 a correlative field study was conducted.

Phase 2: Correlative study with existing data and supplementary samples

In order to answer the research questions it was important to gather as much information about the Dutch marine clay lakes as possible. For this reason, information was requested from the water management and nature conservation bodies. This resulted in an extensive data set concerning 41 marine clay lakes with information about water and soil chemistry, flora and fauna, characteristics and management. These marine clay lakes are spread across the provinces of Groningen, Friesland, Noord-Holland, Zuid-Holland, Flevoland and Zeeland. Because information regarding the composition of the water bottom was missing for most of the marine clay lakes, an additional 25 marine clay lakes were sampled. At the same time, samples were taken of the benthic macrofauna at 15 locations to study the potential relationship between soil composition and biomass production.

Conclusions and recommendations for management and policy

Based on the studies conducted in phases 1 and 2, the research questions formulated in this study can be answered for the greater part.

1.1. What is the current ecological status of Dutch marine clay lakes?

In general, the (ecological) water quality in the Dutch marine clay lakes is poor. The lakes studied have high nutrient levels and are rather turbid. The limited amount of light penetrating the water is due to algal blooms and suspended clay particles. The occurrence and diversity of aquatic plants and macrofauna is very limited. Although the marine clay lakes can certainly be of value for other ecological values (waterfowl, for example), the quality with respect to other groups of organisms leaves much to be desired.

1.2. What is the chemical composition of surface water and water bottom in marine clay lakes?

It appears that many marine clay lakes have differing subsoil types and the marine clay subsoil is not always exclusively marine clay. There is often a layer of sediment covering the water bottom. This sediment layer is usually formed from internal matter and is not formed by external sediments. Due to good buffering and a sufficient availability of electron acceptors there is no accumulation of organic material. These findings may be important for defining management measures. Because the sediments and the underlying layer are so similar, dredging would not appear to be a sensible measure, since a new sediment layer would soon accumulate.

The marine clay subsoil can be characterised as rich in nutrients, well-buffered and having a high sulphur content. Various marine clay lakes are still brackish and therefore have much higher ion concentrations compared to other water bottom types. Moreover, many marine clay subsoils are relatively rich in phosphorus. Mutual differences and differences with other types of soils seem mainly due to the proportion of calcium (carbonate) bound and iron bound phosphorus. The high nutrient level of the water bottom does not always translate into the composition of the pore water and the surface water.

This appears to be highly dependent on the sulphur content of the water bottom. The pore water is an important 'hatch' from water bottom to surface water.

1.3. *What is the macrofauna composition and vegetation composition of marine clay lake water bottoms?*

The benthic macrofauna community in marine clay lake water bottoms does not vary much and consists mainly of mosquito larvae (*Chironomidae*) and bristle worms (*Oligochaeta*). In some of the more brackish marine clay lakes crustaceans, snails and shellfish are found. The occurrence of and diversity of submerged aquatic plants is very limited in marine clay lakes. However, there appear to be some exceptions.

1.4. *Are water bottoms in marine clay lakes charged with nutrients (such as phosphates)?*

On average, the marine clay lake surface water contains much phosphate. In addition, on average, the water bottom of the marine clay lakes contains more phosphate compared to other water bottom types. In the marine clay subsoils, the phosphate appears to be chemically bound in iron and aluminium compounds, organic matter or calcium carbonate). Nitrogen in the marine clay lake water bottoms is mainly present in the form of organic material. In the marine clay lakes nitrogen limitation often occurs as a result of the high availability of phosphorus. The divergence in the nutrient levels is relatively large. In other words, some marine clay subsoils are more nutrient-rich than others. This is due to the number of binding sites for phosphorus available in the marine clay subsoil. It is difficult to say whether the marine clay soils recharge themselves (through external load) or have recharged themselves based on this correlative study, because information about the deeper soil layers, their origin and the water management is lacking. An important supplementary question which can be posed in this context is whether the marine clay subsoils are also 'saturated' and whether this has an influence on the replenishment (question 1.5). The destruction analysis and soil fractionation indicate how the phosphate present in the soil is bound. Judging from the relationship between calcium carbonate and phosphate or iron and phosphate, for example, a statement can be made about the degree of saturation. The phosphate saturation is relatively low compared to other waters. Due to the high sulphur concentration in the marine clay lake subsoil there is, however, a smaller proportion of iron available to bind phosphate, which may explain why so much phosphate is released from the subsoil. Because of this, the marine clay soils behave as hypertrophic sediments as far as phosphorus is concerned.

1.5. *Is the phosphate saturation of marine clay soils predictive for the productivity of marine clay lakes and the release of phosphate to the pore water and the water layer?*

The total nitrate and phosphate content of marine clay subsoils is not always reflected in the composition of pore water. This also applies to the composition of the surface water compared to the pore water. However, algal blooms appear to go hand in hand with high total phosphorus levels in the pore water.

No natural link between the high nutrient levels in the soil and the biomass of benthic macrofauna was found in the marine clay subsoils studied. However,

low biomass of benthic macrofauna was found where the pore water has high salt and iron concentrations.

Potential replenishment versus critical load limits

The water bottom of marine clay lakes appears to be an important internal source of nutrients. The internal nutrient load from the water bottom alone is often at or above the critical load limits. The critical load limits of marine clay lakes are similar to other types of lakes. Exceptions to this are not specifically tied to the type of marine clay lakes and can be explained by water depth, volume or retention time. Other external sources of nutrients could not be included in this study.

1.6. *Are ion-rich marine clay waters (fed by brackish surface water or ground water) clearer than ion-deficient marine clay waters (fed by fresh surface water and rain water)?*

The amount of light penetrating brackish marine clay lakes was less than that in fresh water marine clay lakes. Neither did brackish lakes show lower concentrations of suspended particles. However, this does not necessarily mean there is no flocculation at these salt concentrations, but it is clear that flocculation does not play a decisive role in the light penetration of brackish marine clay lakes compared to sweet water marine clay lakes.

The salinity has a considerable influence on the ecological performance of marine clay lakes. Due to the higher concentrations of sodium, calcium and sulphur, salt water influences the availability of nutrients, for example. The salt concentration also influences the occurrence of species via salt toxicity (physiological stress due to high ion concentrations), and indirectly by the influence of sulphur on the availability of iron and the production of sulphite. On average, the brackish marine clay lakes have higher nutrient levels and a lower light penetration and higher chlorophyll-a levels than the sweet water marine clay lakes. Although this is inherent to more brackish systems and even though the metrics for the EU Water Framework Directive have been modified to take this into account, according to these metrics, these lakes still have a moderate or poor physical-chemical water quality.

Geographical differences

The geological history of the marine clay lakes largely determines the chemical composition of the current water bottom. The marine clay lakes sampled are distributed across five geographic regions (Zuid-Holland, Groningen & Friesland, Noord-Holland, Zeeland and Flevoland). The subsoil of the marine clay lakes in Zeeland is generally rich in sodium and, to a lesser extent, rich in magnesium. In comparison to the other water bottoms these have relatively little organic matter, aluminium and iron. Water bottoms in Friesland and Groningen have a little more iron. Water bottoms in Zuid-Holland demonstrate relatively more variation in the various chemical parameters. The water bottoms in Flevoland are similar and contain relatively large amounts of aluminium and magnesium and little organic matter and sulphur. The concentrations of total phosphorus in the marine clay lakes pore water in Noord-Holland, Zuid-Holland and Zeeland appear much higher than the concentrations in the marine clay lakes in Groningen, Friesland and Flevoland.

Answer to the key question

The key question for this study was: "What are the controlling factors for the biogeochemical processes and the biodiversity of marine clay lakes?"

As response, the following conclusions can be drawn.

Controlling factors

In many aspects marine clay lakes do not differ from other types of lakes. The same factors control the ecology as in other lakes. From research conducted previously these are:

1. Geology and geography (fresh water, brackish water, salt water, mixing of other sediments);
2. Water management and (geo) hydrology (level fluctuation, inlet and outlet, seepage, precipitation and evaporation, retention time or flow);
3. Species dispersion;
4. Nutrient load (run-off, inlet, seepage, birds, water bottom);
5. Configuration aspects (water depth, fetch, shoreline layout, swamp acreage, location);
6. Substances foreign to the environment (pollution);
7. Presence of invasive alien species.

However, there are also clear differences with other types of lakes. The key characteristic processes for marine clay lakes which emerge from this study include: 1) the amount and availability of phosphorus, 2) the turnover of nutrients and 3) turbidity due to clay particles.

Amount and availability of phosphorus

A significant difference between lakes with sand or peat subsoil and marine clay lakes is that the marine clay lakes can contain relatively more phosphates. However, this difference is not observed with other types of clay lakes, such as in the river clay area. It does appear, however, that marine clay lakes are generally rich in sulphur and that the binding capacity via iron is therefore limited. High phosphate levels and availability of phosphorus are two separate matters which in soil chemistry terms depend on the relationship between iron, sulphur, and phosphorus.

Turnover of nutrients

For the time being, sediments in the marine clay lakes studied appear to be more a reflection of the underlying soil than the external nutrient load. The sediments consist mainly of internally mobilised clay material. There is no build-up of organic sediments in the marine clay lakes (peat formation, land creation). This is probably due to the strong buffering and presence of sufficient electron receptors (sulphate), whereby the degradation rate is high and thus there is a high turnover of nutrients. This means that external organic matter will hardly accumulate in marine clay lakes.

Turbidity due to clay particles

Many marine clay lakes are turbid. The median light penetration is 30 cm. Although algal blooms can cause this turbidity, it is often due to suspended matter, in other words, suspended (clay) soil particles, which form an important physical difference compared to other types of lake subsoil. Because clay particles are very small, they remain in suspension for a very long time after being disturbed. This limits the light penetration to such an extent that in many lakes there is probably little light that reaches the bottom, and thus also limits opportunities for the development of submerged aquatic plants.

Recommendations for the restoration and management of marine clay lakes

Considering the high internal nutrient load in marine clay lakes, it is not always worthwhile to restore or improve the water quality. However, we can consider three different types of measures:

1. Source measures (Type I) reduce nutrient load. Measures such as disconnecting the incriminating flow of water bring the load to within the critical limits;
2. System measures (Type II) increase capacity. These are measures which bring the load to within the critical limits;
3. Internal measures (Type III) intervene in the food web. These measures force a shift from turbid to clear waters.

Reducing the external nutrient load - in so far as that will be possible - would appear not to be sufficient for many marine clay lakes because the internal load is already above the lower critical load limit. Improving the status of the water bottom is a possible measure, but as it transpires from the soil analysis results, dredging will reveal a similar water bottom. Covering the water bottom or adding phosphate binding substances are other options but these are costly and the long-term effects are uncertain.

Measures to improve light penetration so that light reaches the water bottom and thus giving submerged aquatic plants (such as pond weeds) a chance to grow should focus on algae and/or suspended matter (clay particles). Managing algae growth, however, seems difficult because of the high availability of nutrients. Managing suspended matter may lead to improvement in the marine clay lakes where the critical load limits are relatively high and the nutrient load is low. The amount of suspended matter in marine clay lakes can be reduced by reducing turbulence and increasing sedimentation. This can be achieved by:

- Temporary (partial) desiccation: leading to aggregation of clay particles and soil consolidation;
- Reducing the fetch (less wind effect);
- Increasing the swamp acreage (sediment catchment);
- Dredging (sediment catchment);
- Fish stock management (consolidation);
- Increasing brackishness (flocculation).

To a large extent, this means introducing greater dynamism as time passes. As a result, the properties of the system will not necessarily change, but these may cause the water quality to improve temporarily. A calamity in the form of desiccation, increased brackishness or fish stock management may 'reset' the development of the water system or put it back a few stages. Desiccation of sulphur-rich soils, however, may also result in temporary (considerable) acidification.

In addition to these measures to 'reset' the water system, increasing the throughput could also be considered. Many marine clay lakes are connected to waterways. By increasing the flow through these lakes, nutrients (of external and internal origin) as well as algae will be removed. In some cases this increased flow may prevent algal blooms altogether. From the analysis of the water management data received, it also transpires that the surface water in marine clay lakes with a water inlet have significantly lower nitrogen and phosphorus concentrations. Even though this measure is effectively implemented, this is a less durable solution for improving water quality.

The frame of reference for marine clay lake conservation is not always clear. The marine clay lakes sampled are all turbid and have little aquatic plant life and sometimes have considerable algae growth. Even though this is not desirable from a water quality perspective, this does not mean that these marine clay lakes are without value to the environment. For fish as well as water and marsh birds, these lakes can be of extensive ecological value. This study shows that it is difficult to achieve clear waters and abundant plant life in many marine clay lakes through management measures. If clear water and abundant plant life is not achievable, improvements should focus on other feasible conservation goals, such as increasing the surrounding swamp acreage, in particular with (perennial) reeds. Temporary and partial desiccation of the shoreline environment can give an impetus to these developments.

SAMENVATTING VOOR BEHEER EN BELEID

Achtergrond en doel

Nederland telt een groot aantal meren (of plassen) in het zeekleilandschap. Veel van deze zeekleimeren hebben te maken met een matige tot slechte waterkwaliteit. Zowel vanuit waterkwaliteitsbeleid (Europese Kaderrichtlijn Water) als vanuit soorten- en leefgebiedenbeleid (Natura 2000) bestaat de dringende wens deze situatie te verbeteren. De vraag is echter op welke wijze dit uitgevoerd dient te worden. In andere delen van Nederland, en dan met name in het laagveenlandschap, is al veel onderzoek uitgevoerd aan meren en plassen. Hierdoor is het mogelijk om in veenplassen sneller te komen tot een goede analyse van de problematiek, waardoor doelgerichter en kostenefficiënter maatregelen kunnen worden genomen. De problematiek van zeekleimeren bleef tot op heden echter nog sterk onderbelicht. In 2008 heeft het voormalige Ministerie van LNV, binnen het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN), een preadvies voor herstel en beheer van het Laagveen- en Zeekleilandschap laten opstellen. Hierin zijn ten aanzien van het functioneren van zeekleimeren verschillende kennisvragen geformuleerd en geprioriteerd. In 2009 heeft het Ministerie opdracht gegeven om de geprioriteerde kennisvragen omtrent de ecologie van zeekleimeren nader uit te werken (Fase 1), en toegepast wetenschappelijk onderzoek te verrichten (Fase 2) om deze vragen te kunnen beantwoorden.

Dit OBN onderzoekproject zeekleimeren heeft de volgende hoofddoelstelling:

"Het identificeren van concrete sturende factoren en processen (opbouw en trofiegraad van de onderwaterbodem en waterkwaliteit) voor de diagnose en een duurzaam herstel van de biodiversiteit in zeekleimeren."

Probleemstelling

Verschiedende maatregelen worden, met wisselend succes, genomen om de kwaliteit van zeekleimeren te herstellen of te verbeteren. Deze maatregelen omvatten bijvoorbeeld baggeren, het verminderen van de externe nutriëntenbelasting of de aanleg van natuurvriendelijke oevers. Het gaat met name om het halfnatuurlijke natuurdoeltype 'gebufferde ondiepe meren' (natuurdoeltype 3.18a; KRW-type M14). Dit is het meest voorkomende type ondiepe plas in het zeekleigebied. Bovendien kampt dit type met ernstige problemen, zowel in het open water als in de oeverzone. In het open water ontbreekt submerse vegetatie nagenoeg geheel, terwijl het natuurdoeltype uitgaat van een bodembedekkende submerse vegetatie. De oeverzone bestaat veelal uit marginale, vaak beschoeide, niet verlandende oevers terwijl het natuurdoeltype uitgaat van uitgestrekte oeververlandingszones en zeekleimoerassen. Daarbij kunnen blauwalgenbloeien tot ecologische en maatschappelijke schade leiden.

Het was voorafgaand aan dit onderzoek niet duidelijk op welke punten zeekleimeren verschillen van andere type meren (zand, rivierklei, veen), met

uitzondering van de ondergrond. Daarnaast was onbekend welke indicatoren geschikt zijn voor systeemanalyse, en wat de effecten zijn van mogelijke maatregelen. Dit onderzoeksproject was erop gericht om hier meer inzicht in te verkrijgen.

Fase 1: Literatuuronderzoek

Er is in algemene zin al relatief veel bekend over het ecologisch functioneren van ondiepe plassen. Daarnaast is er al beperkt onderzoek gedaan naar zeekleimeren. In fase 1 is de relevante literatuur bij elkaar gebracht om de onderzoeksvragen te kunnen aanscherpen.

De oorzaak van de huidige beperkte ecologische kwaliteit van zeekleimeren is volgens de beperkte literatuurbronnen gelegen in verschillende (samenhangende) factoren, met name de hoge belasting met nutriënten, de beperkte waterpeildynamiek en de verharding (beschoeiing) van oevers. Met name de belasting met voedingsstoffen wordt in de literatuur aangewezen als één van de belangrijkste oorzaken van de huidige problematiek. Buiten de externe belasting van zeekleimeren via met voedingsstoffen verrijkt inlaatwater, zijn er verschillende andere bronnen aan te wijzen zoals oppervlakkig afstromend water en mest van vogels. Buiten deze externe bronnen is er ook sprake van een interne bron van nutriënten: de waterbodem. In veenplassen leidt de afbraak van veen en het chemisch vrijkomen van voedingsstoffen tot mobilisatie van voedingsstoffen en waterkwaliteitsproblemen. In de minerale kleibodems spelen afbraakprocessen naar verwachting een minder grote rol en zijn adsorptie (binding) en desorptie (nalevering) van voedingsstoffen veel belangrijker. Echter, kleibodems bevatten evengoed organisch materiaal en beïnvloeden de afbraak van organisch materiaal in de onderwaterbodem, onder andere door buffering en aanbod van elektronenacceptoren zoals sulfaat. Hoe beide processen (adsorptie/desorptie en afbraak) zich tot elkaar verhouden is echter onvoldoende bekend.

Kleibodems beschikken in potentie over een groot adsorptie- of bindingscomplex waardoor grote hoeveelheden voedingsstoffen (met name fosfor) in de bodem kunnen worden vastgelegd. De vraag is in hoeverre zeekleimeren hierin afwijken van meren in het rivierkleigebied. Zeeklei bevat vaak veel zwavel. Zwavelrijke bodems kunnen mogelijk veel minder fosfaat binden en zijn bovendien gevoelig voor verzuring bij droogval en oxidatie. Zodra alle bindingsplaatsen voor nutriënten in een kleibodem bezet zijn is er sprake van verzadiging. Naar verwachting bevinden veel (zwaar belaste) zeekleimeren zich tegenwoordig in deze toestand, maar een onderbouwing ontbreekt. Bij verzadiging kan sterke nalevering gaan optreden, zowel fysisch-chemisch als biologisch (voedselweb). Het verzadigingsniveau kan hierbij sterk variëren. De rol van het voedselweb mag niet onderschat worden bij het inschatten van de potentiële nalevering, zoals blijkt uit de onderzoeken in veenplassen. Zowel planten als dieren en micro-organismen blijken namelijk goed in staat om gebonden nutriënten van het bodemcomplex te mobiliseren. Deze mobilisatie verloopt waarschijnlijk vooral via het bentische (bodem) voedselweb. Concrete aanwijzingen hiervoor zijn bijvoorbeeld zeer hoge vis- of plantenbiomassa bij lage nutriëntgehalten in de waterlaag.

Door bovenstaande processen kan uiteindelijk de situatie ontstaan dat de waterkwaliteit van inlaatwater (de externe belasting) wél sterk verbeterd is, maar de kwaliteit van het zeekleimeer hier niet in volgt door nalevering vanuit de opgeladen bodem. Bij een grote beschikbaarheid van fosfaat ontstaan vaak soortenarme planktongemeenschappen en een soortenarme maar

hoogproductieve visgemeenschap. Deze situatie kan, zolang er voldoende voedingsstoffen beschikbaar blijven, voor zeer lange tijd aanhouden.

Om de problemen in zeekleimeren te kunnen duiden zijn verschillende analysemethoden voorhanden. Zo kan de potentiële nalevering van fosfaat worden bepaald aan de hand van ijzer:fosfaat ratio's, kan een water- en stoffenbalans inzicht geven in de totale belasting en kunnen ook kritische grenzen of streefwaarden voor individuele plassen worden berekend. Kritische belastingsgrenzen worden bepaald door de eigenschappen van een meer, zoals strijklengte, diepte, verblijftijd en bodemtype. Met name voor wat betreft het gedrag van de waterbodem is nog niet duidelijk in hoeverre deze beschikbare methoden tot een goede analyse van zeekleimeren leiden.

De opgave voor de water- en natuurbeheerder om de zeekleimeren te verbeteren is niet bepaald eenvoudig. Ondertussen worden wel verschillende maatregelen genomen. Veelal wordt gedacht aan het zoveel mogelijk verminderen van de externe belasting en het nemen van (KRW) inrichtingsmaatregelen, met name de aanleg van natuurvriendelijke oevers. Hoewel dit in beginsel goede maatregelen zijn, betekent dit helaas niet altijd een verbetering van de algehele waterkwaliteit. Ook andere maatregelen zijn denkbaar zoals het aanleggen van moerassen, het beperken van de strijklengte van de wind, het instellen van een flexibel peil, afvissen (Actief Biologisch Beheer), het toevoegen van fosfaatbindende stoffen aan de waterbodem of het instellen van een tijdelijke droogvalperiode. Een aantal van deze maatregelen kunnen weerstand oproepen vanuit andere functies (recreatievaart, sportvisserij, landbouw, bebouwing, weidevogelbeheer) en met verschillende van deze maatregelen is nog weinig ervaring opgedaan. De verwachtingen ten aanzien van bijvoorbeeld een natuurlijker peilbeheer en tijdelijke droogval zijn echter hoog. Juist omdat deze ingrijpen op verschillende facetten van het ecologisch functioneren en hierdoor het effect van andere maatregelen kunnen versterken. Momenteel wordt ook in KRW verband veel onderzoek gedaan aan het effect van dit type maatregelen, onder meer in zeekleiplassen (STOWA onderzoeksprogramma Watermozaïek).

Geformuleerde kennisvragen

Op basis van het literatuuronderzoek zijn de vragen voor de onderzoeksfase verder aangescherpt. Hierbij wordt één hoofdvraag gesteld, die in zes deelvragen uiteenvalt.

Hoofdvraag:

1. Welke factoren zijn sturend voor de biogeochemische processen en de biodiversiteit van zeekleimeren?

Deelvragen:

- 1.1 Wat is de huidige ecologische toestand van Nederlandse zeekleimeren?
- 1.2 Wat is de chemische samenstelling van oppervlaktewater en bodem van deze meren?
- 1.3 Wat is de macrofaunasamenstelling en vegetatiesamenstelling van zeekleimeerbodems?
- 1.4 Zijn bodems in zeekleimeren opgeladen met nutriënten (zoals fosfaat)?

- 1.5 Is de fosfaatverzadiging van zeekleibodems voorspellend voor de productiviteit van zeekleimeren en het vrijkomen van fosfaat naar het poriewater en de waterlaag?
- 1.6 Wat is het effect van verbrakking op flocculatie van kleideeltjes en algen? Zijn ionenrijke kleiwatervoren (brakwater of grondwatergevoed) helderder dan meer ionenarme (voornamelijk regenwater-gevoed) zeekleiwatervoren met een grote regenwaterinvloed?

Om meer inzicht te verkrijgen in de huidige toestand van de zeekleimeren en het ecologisch functioneren is er correlatief veldonderzoek uitgevoerd.

Fase 2: Correlatief onderzoek met bestaande gegevens en aanvullende bemonsteringen

Om de onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden was het belangrijk om zoveel mogelijk informatie van de Nederlandse zeekleimeren te verzamelen. Hiervoor werden gegevens bij de water- en natuurbeheerders opgevraagd. Dit leidde tot een uitgebreide dataset van 41 zeekleimeren met gegevens over water- en bodemchemie, flora en fauna, kenmerken en beheer. Deze zeekleimeren liggen verspreid over de provincies Groningen, Friesland, Noord- en Zuid-Holland, Flevoland en Zeeland. Omdat voor de meeste zeekleimeren informatie met betrekking tot de bodemsamenstelling ontbrak werden 25 zeekleimeren aanvullend bemonsterd. Ook werd gelijktijdig op een 15-tal locaties de benthische macrofauna bemonsterd om de mogelijke relatie tussen bodemsamenstelling en biomassa-productie te kunnen onderzoeken.

Resultaten Fase 2

De fysisch-chemische samenstelling van het oppervlaktewater varieert sterk tussen de onderzochte zeekleimeren. Dit wordt vooral veroorzaakt door het zoutgehalte; er zijn zoute, brakke en zoete zeekleimeren. Hierdoor bestaan niet alleen grote verschillen in natrium- en chlorideconcentraties, maar ook in bijvoorbeeld sulfaat- en calciumgehalten. Het zomergemiddelde doorzicht blijkt in de onderzochte zeekleimeren beperkt te zijn tot 30-40 cm, terwijl het merendeel van de meren dieper dan één meter is. In brakke zeekleimeren bleek het doorzicht significant lager dan in de zoete zeekleimeren. Hoewel in de onderzochte zeekleimeren regelmatig algenbloeien voorkomen, is de mediaan van het zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte (een maat voor algenbloei) met 68 µg/l niet extreem hoog, maar wel beduidend hoger dan de voor laagveenwateren geldende grens van 20 µg/l. In de brakke zeekleimeren blijken significant hogere chlorofyl-a concentraties voor te komen (gemiddeld >100 µg/l). In vergelijking met andere type ondiepe meren in Nederland zijn dit hoge concentraties.

De nutriëntengehalten van het oppervlaktewater van de zeekleimeren zijn hoog in vergelijking met andere meren. De mediaan van de zomergemiddelde P-concentratie in het oppervlaktewater van de zeekleimeren bedroeg 0,63 mg P/l (20,3 µmol/l), wat erg hoog is. In de brakke zeekleimeren was deze waarde zelfs meer dan 1 mg P/l (32 µmol/l) tegen een gemiddelde van 0,11 mg P/l (3,5 µmol/l) in andere Nederlandse ondiepe meren (ter info: de MTR is 0,15 mg P/l en de streefwaarde vanuit de KRW 0,08 mg P/l). De mediaan van de zomergemiddelde N-concentratie in zeekleimeren bleek met 2,61 mg N/l (186 µmol/l) hoog (en hoger dan de MTR van 2,2 mg/l). De zeekleimeerbodems blijken verder sterk gebufferd te zijn, met een alkaliniteit van 5-10 meq/l.

Relatie nutriënten, algen en doorzicht

Het doorzicht van meren wordt in belangrijke mate bepaald door een combinatie van de chlorofylconcentratie (hoeveelheid algen) en het zwevend stofgehalte in het water. Uit de dataset van de zeekeimeren blijkt geen duidelijk verband tussen zwevend stofgehalte en chlorofyl-a. Dit betekent dat een verminderd doorzicht in zeekeimeren door zowel algenbloei als zwevend stof veroorzaakt kan worden. Welk van deze factoren overheerst is niet eenduidig. Naar verwachting kan dit ook sterk variëren, doordat dit afhankelijk is van tal van andere factoren zoals oppervlakte, weersomstandigheden (wind, golven), waterdiepte en de samenstelling van de visgemeenschap.

P of N limitatie?

Algenbloeien ontstaan bij een hoge beschikbaarheid van nutriënten. Verschillende nutriënten kunnen de groei van algen limiteren of beperken. Dit is afhankelijk van de onderlinge verhoudingen tussen nutriënten en de specifieke behoefte van algen. Vaak zijn fosfor of stikstof beperkend. Doorgaans wordt er vanuit gegaan dat fosfor sturend is voor algenbloei in zoete wateren en stikstof sturend is in brakke tot zoute wateren. Uit het correlatief veldonderzoek bleek dat in de zeekeimeren zowel P- als N-limitatie kunnen voorkomen. Ook N-limitatie komt veel voor in de zoete zeekeimeren. De hoogste chlorofyl-a-concentraties blijken in de zeekeimeren voor te komen bij een N/P-verhouding tussen circa 3 en 11. Hieruit blijkt dat de N-concentratie het meest bepalend is voor de algengroei. Echter, deze N-limitatie lijkt alleen te ontstaan vanwege de zeer hoge P-concentraties in het water.

Fysisch-chemische samenstelling zeekeibodems

Omdat voor veel zeekeimeren geen informatie beschikbaar bleek te zijn over het bodemtype en de bodemsamenstelling is aanvullend bodemonderzoek uitgevoerd. Al tijdens de bemonsteringen werd duidelijk dat er in veel 'zeekeimeren' helemaal geen sprake was van een homogene bodem die uit zeelei bestaat. Vaak werd er een sliblaag aangetroffen waaronder zand, veen of zeelei aanwezig kon zijn; of een combinatie hiervan. Soms werd zelfs helemaal geen zeelei aangetroffen. Uit de bodemanalyses bleek bovendien tegen de verwachting in dat de samenstelling van de sliblaag niet veel afwijkt van de samenstelling van de onderliggende bodem. Er werden sterke correlaties gevonden tussen bijvoorbeeld het fosforgehalte in de sliblaag en dat in de onderliggende kleibodem. Het slib bestaat dus niet zozeer uit extern aangevoerd materiaal, maar vooral uit intern materiaal dat waarschijnlijk door (bio)turbatie (opwerveling en sedimentatie) en verweking gevormd wordt.

Chemische eigenschappen van de zeekeibodem

Er zijn voedselrijke en minder voedselrijke zeekeibodems. In vergelijking met andere type waterbodems blijken zeekeibodems gemiddeld veel fosfaat te bevatten. De nutriëntenconcentraties (zowel P als N) in het poriewater van de onderzochte zeekeimeerbodems zijn gemiddeld echter wat lager dan in andere typen grote ondiepe meren. Wel is er sprake van een grote spreiding. De ammoniumconcentratie in het poriewater van de zeekeimeren varieert bijvoorbeeld tussen de 3,5 - 35 mg/l (200-2000 µmol/l). Ook de fosforconcentraties in het poriewater verschillen sterk tussen zeekeibodems, waarbij ook sprake lijkt te zijn van een geografisch/geologisch effect. De concentratie totaal fosfor in het poriewater van de zeekeimeren van Groningen, Friesland en Flevoland blijkt veelal lager dan de concentratie die in de zeekeimeren van Noord- en Zuid-Holland en Zeeland wordt aangetroffen. De totaal stikstofconcentratie in de bodem blijkt duidelijk te correleren ($R^2=0,78$, $P<0,01$) met het organisch stofgehalte in de bodem.

In tegenstelling tot de totaal stikstofconcentratie, correleert de fosforconcentratie van de waterlaag niet met het organisch stofgehalte in de waterbodem ($R^2=0,003$, $P=0,70$). Door de hoge ijzer-, aluminium- en calciumconcentraties hebben kleibodems een sterke bindingcapaciteit voor fosfaat. De totaal fosforconcentratie in de zeekleimeerbodems blijkt dan ook significant te correleren met de totaal calcium- ($R^2=0,532$, $P<0,05$) en de totaal ijzerconcentratie ($R^2=0,212$, $P<0,05$) in de bodem. De totaal fosforconcentratie correleert echter niet met de aluminiumconcentratie.

De zeekleimeerbodems bevatten ten opzichte van andere (type) waterbodems meer zwavel. Dit is met name van belang voor de binding van fosfor aan ijzer. Bij een lage Fe-S:P ratio kan er minder fosfor aan ijzer worden gebonden. In de onderzochte zeekleimeerbodems is de de Fe-S:P-ratio in alle gevallen negatief, wat aangeeft dat het grootste deel van het ijzer aan zwavel gebonden is.

Een groot aandeel van het fosfor in zeekleibodems is - in tegenstelling tot stikstof - chemisch gebonden. In de zeekleibodems blijkt dat gemiddeld 34% van het aanwezige fosfor aan (met name) ijzeroxiden en aluminiumoxiden gebonden is en 28% aan calcium. In vergelijking met andere type meren (of waterbodems) is in zeekleimeerbodems een relatief groot deel gebonden aan calcium(carbonaat). Ook bevatten de onderzochte zeekleimeerbodems in vergelijking met andere (type) meren minder aan ijzer en aluminium gebonden fosfor ten opzichte van de totaal ijzerconcentratie in de waterbodem (lagere Fe/Al gebonden P : Fe_{tot} ratio). Ongeveer 35% van de totale fosforvoorraad in de onderzochte zeekleimeerbodems bestaat uit organisch gebonden fosfor. Slechts een klein percentage (2%) bestaat uit labiel, direct beschikbaar fosfor.

De nutriëntconcentraties in het poriewater worden ondermeer bepaald door het vrijkomen van nutriënten bij de afbraak van organisch materiaal. In anaerobe bodems wordt daardoor vaak een verband gevonden tussen de bicarbonaatconcentratie en nutriëntenconcentraties (beide komen vrij bij anaerobe afbraak). In de zeekleibodems is dit verband ook gevonden. Dit gegeven in combinatie met het aandeel organisch gebonden fosfor geeft mogelijk aan dat de afbraak van organische stof ook in zeekleibodems een belangrijke rol speelt.

Nalevering van fosfaat uit de waterbodem

De concentraties ammonium en totaal fosfor in het oppervlaktewater vertonen weinig correlatie met de concentraties van deze stoffen in het poriewater. Hoewel er geen sprake is van een duidelijk verband, blijkt wel dat hoge chlorofyl-a concentraties (algenbloei) vaak samen gaan met een hoge P-concentratie in het poriewater.

Uit andere studies bleek de Fe:P ratio (en de (Fe-S):P ratio) een indicator voor de mate van nalevering aan het oppervlaktewater. Bij veel zeekleibodems is de ijzerconcentratie in het poriewater (veel) lager dan de totaal fosfaatconcentratie. Met andere woorden, er is hier sprake van een lage Fe:P ratio. In zeekleimeren met hogere ijzerconcentraties in het poriewater blijken ook de fosforconcentraties in het poriewater lager te zijn. Verder blijkt dat naarmate het zwavelgehalte van de bodem hoger is, er vaak hogere totaal fosforconcentraties in het poriewater worden gemeten.

Verschillen tussen zoete en brakke zeeleibodems

De onderzochte brakke zeeleimeren (met brak oppervlaktewater en een brakke bodem) hebben hogere chloride-, natrium-, calcium-, magnesium- en totaal zwavelconcentraties in het poriewater. Er is een sterke correlatie tussen concentraties van deze elementen in het poriewater en de concentraties in de waterlaag (voor Cl, Na, Ca, K en S een significante correlatie met $R^2 > 0,90$, $P < 0,05$). De chlorideconcentratie in het poriewater van de onderzochte zoete zeeleimeren varieert van 35 tot 350 mg Cl/l. In de onderzochte brakke zeeleimeren varieert de chlorideconcentratie in het poriewater van 3500 tot 16000 mg Cl/L).

Bij zoete tot zwak brakke zeeleimeren lijkt de ammoniumconcentratie in het poriewater te stijgen met de chlorideconcentratie. Dit wordt veroorzaakt door verdringing van ammonium van het kationadsorptiecomplex door natrium. Het door natrium verdrongen ammonium kan vervolgens in het poriewater diffunderen naar de waterlaag en daar worden opgenomen door macrofyten en algen of via nitrificatie en denitrificatie worden omgezet in respectievelijk nitraat en stikstofgas.

Interne P-belasting versus kritische P-belasting

Uit eerder onderzoek blijkt dat meren (met zowel een klei-, veen- of zand bodem) feitelijk twee verschijnings toestanden kennen, namelijk helder en plantenrijk, of troebel en algenrijk. De toestand waarin een meer zich bevindt is afhankelijk van enerzijds de robuustheid of veerkracht van het meer en anderzijds de belasting met nutriënten. De robuustheid van een meer wordt bepaald door verschillende factoren zoals verblijftijd (debiet), strijklengte, diepte en moerasareaal. Bij een bepaalde nutriëntenbelasting slaat een helder en plantenrijk meer om in een troebel en algenrijk meer. Deze situatie stabiliseert zich door allerlei terugkoppelingsmechanismen. Verminderd doorzicht leidt bijvoorbeeld tot minder planten, waardoor minder watervlooiën voorkomen (gebrek aan schuilgelegenheid) die juist een positief effect hebben op het doorzicht omdat zij algen uit het water filteren. In de omslag van helder naar troebel en weer terug is sprake van een hysteresis-effect: voor de terugweg naar helder moet de belasting lager worden dan het omslagpunt van helder naar troebel. Meren beschikken dus over twee kritische belastingsgrenzen: het omslagpunt van helder naar troebel (Pkrit2) en het omslagpunt van troebel naar helder (Pkrit1). Omdat de kritische belastingsgrenzen worden bepaald door eigenschappen van het meer, zijn deze voor ieder meer uniek. Als zowel de (gespecificeerde) nutriëntenbelasting als de kritische belastingsgrenzen bekend zijn kunnen ook herstelmaatregelen worden geïdentificeerd. Onder meer kan worden ingeschat hoe ver de nutriëntenbelasting moet worden teruggedrongen om weer een stabiel heldere toestand te bereiken en/of welke inrichtings- of beheermaatregelen kunnen leiden tot het voldoende verhogen van de kritische belastingsgrenzen.

Voor de zeeleimeren waarvan de waterbodem bemonsterd is, zijn zowel de interne nutriëntenbelasting als de kritische grenzen ingeschat. De interne nutriëntenbelasting werd ingeschat op basis van de resultaten van het BaggerNut onderzoek. De kritische belastingsgrenzen werden ingeschat met behulp van het metamodel van PCLake.

Het blijkt dat de nutriëntenbelasting vanuit de waterbodem hoog is en in veel gevallen hoger dan de ondergrens (Pkrit1). In een aantal gevallen is de interne nutriëntenbelasting zelfs hoger dan de bovengrens. De bodem is echter maar één onderdeel van de totale nutriëntenbelasting. De totale nutriëntenbelasting kon binnen deze studie niet worden onderzocht. Maar, het

feit dat alleen al de interne nutriëntenbelasting boven de kritische grens of grenzen ligt, geeft aan dat de rol van de bodem in zeekeimeren erg belangrijk is.

Voor wat betreft de kritische belastingsgrenzen van de zeekeimeren blijkt dat deze op enkele uitzonderingen na vergelijkbaar zijn met andere meren. De reden dat enkele meren over relatief hoge kritische grenzen beschikken wordt veroorzaakt door 1) geringe waterdiepte (Nollekreek, Hondshalstermeer) en/of 2) beperkte oppervlakte (Nollekreek) en/of 3) zeer korte verblijftijd (Wijde Ee, Pikmeer, Hondshalstermeer) en/of 4) waarden die zich buiten modelgrenzen bevinden.

Flora en fauna

In de onderzochte zeekeimeren komen, zoals verwacht, maar weinig ondergedoken waterplanten voor. Het Bovenwater vormt een uitzondering, hier komen zowel kranswieren als fonteinkruiden voor. In het laatste inventarisatiejaar werden in tweederde van de zeekeimeren geen ondergedoken waterplanten aangetroffen.

Er blijkt relatief weinig geschikte informatie beschikbaar te zijn over de fauna in de zeekeimeren. Met name visstandgegevens ontbreken veelal. Hierdoor kon geen verder onderzoek worden gedaan naar de relatie tussen visbiomassa en de productiviteit van de bodem. Omdat er ook weinig gegevens beschikbaar waren over benthische macrofauna in zeekeimeren is er aanvullend macrofauna onderzoek verricht. In slechts drie zeekeimeren zijn naast muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*) ook andere taxonomische groepen van benthische fauna aangetroffen in de waterbodem. Dit betrof de brakke inlagen waar grote aantallen slakken, kreeften en schelpdieren werden aangetroffen. Dit komt veelal door de geringe visbiomassa in brakke wateren, waardoor weinig predatie van macrofauna plaatsvindt. Dit kon in deze studie echter niet bevestigd worden door het ontbreken van visdata.

Biomassa benthische fauna en bodemsamenstelling

Dichtheden van voorkomende soortgroepen verschillen sterk tussen de zeekeimeren. Op basis van biomassa domineren in enkele zeekeimeren de muggenlarven (Hondshalstermeer, Kraaiennest, Groote Gat, De Weel, Hoekplas en Keersluisplas) en in enkele zeekeimeren de borstelwormen (Groote Vliet, Wevers inlaag, Flauwersinlaag, Starrevaartsplas en de Vogel). Er zijn geen significante verbanden gevonden tussen de biomassa van benthische macrofauna en nutriënten in de zeekeimbodem (totaal P, N en organische stof). Wel bleek er dat de abundantie en biomassa van macrofauna bij hogere ijzer- en chlorideconcentraties in het lager was, wat zou kunnen duiden op een toxiciteitseffect. Predatiedruk is naar verwachting ook een belangrijke factor, maar deze is met de bestaande dataset niet te kwantificeren. Binnen de op benthische macrofauna onderzochte selectie van zeekeimeren blijken dus geen duidelijke sturende factoren vanuit de bodemchemie op benthische macrofauna naar voren te komen.

Conclusies en aanbevelingen voor beheer en beleid

Op basis van de uitgevoerde onderzoeken in fase 1 en 2 kunnen de in dit onderzoek geformuleerde kennisvragen voor een belangrijk deel beantwoord worden.

1.1 Wat is de huidige ecologische toestand van Nederlandse zeekeimeren?

Over het algemeen hebben de Nederlandse zeekeimeren een slechte (ecologische) waterkwaliteit. De onderzochte meren zijn voedselrijk en hebben een beperkt doorzicht. Het slechte doorzicht wordt door zowel algenbloei als door zwevende kleideeltjes veroorzaakt. Het voorkomen en de diversiteit aan waterplanten en macrofauna is zeer beperkt. Hoewel de zeekeimeren ten aanzien van andere ecologische waarden (b.v. watervogels) zeker van waarde kunnen zijn, laat de kwaliteit met betrekking tot andere groepen organismen sterk te wensen over.

1.2 Wat is de chemische samenstelling van oppervlaktewater en bodem van zeekeimeren?

In veel zeekeimeren blijken verschillende bodemtypen voor te komen en bestaat de zeekleibodem lang niet altijd uitsluitend uit zeelei. Daarbij is vaak een sliblaag aanwezig die de bodem bedekt. Deze sliblaag wordt veelal gevormd uit intern materiaal en niet door de aanvoer van extern slib. Door een goede buffering en voldoende beschikbaarheid van elektronenacceptoren vindt geen ophoping plaats van organische materiaal. Deze bevindingen kunnen van belang zijn voor het definiëren van beheermaatregelen. Omdat slib en onderliggende laag zo op elkaar lijken lijkt baggeren in dit opzicht geen zinvolle maatregel, aangezien er naar verwachting snel weer opnieuw een sliblaag zal ontstaan.

De zeekleibodems kunnen worden gekarakteriseerd als voedselrijk, goed gebufferd en rijk aan zwavel. Verschillende zeekeimeren zijn nog steeds brak en hebben hierdoor veel hogere ionenconcentraties ten opzichte van andere typen waterbodems. Bovendien zijn veel zeekleibodems relatief rijk aan fosfor. Onderlinge verschillen en verschillen met andere typen bodems lijken vooral door de fractie aan calcium(carbonaat)- en ijzergebonden fosfor te worden veroorzaakt. De voedselrijkdom van de bodem vertaalt zich niet altijd door in de samenstelling van het poriewater en het oppervlaktewater. Dit blijkt sterk afhankelijk van het zwavelgehalte van de bodem. Het poriewater is een belangrijk 'doorgeefluik' van bodem naar oppervlaktewater.

1.3 Wat is de macrofaunasamenstelling en vegetatiesamenstelling van zeekeimeerbodems?

De benthische macrofaunagemeenschap in zeekeimeerbodems is weinig divers en bestaat voornamelijk uit muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*). In enkele brakkere zeekeimeren komen ook kreeftachtigen, slakken en schelpdieren voor.

Het voorkomen van, en de diversiteit aan ondergedoken waterplanten is zeer beperkt in de zeekeimeren. Er blijken echter wel enkele uitzonderingen te bestaan.

1.4 Zijn bodems in zeekeimeren opgeladen met nutriënten (zoals fosfaten)?

Het oppervlaktewater van de zeekeimeren bevat gemiddeld veel fosfaat. Ook de waterbodems van de zeekeimeren bevat ten opzichte van andere type waterbodems gemiddeld meer fosfaat. Het fosfaat blijkt in de zeekleibodems voor een belangrijk deel chemisch gebonden (aan ijzer- en aluminiumverbindingen, organische stof of calciumcarbonaten). Stikstof in de zeekeimeerbodems is hoofdzakelijk aanwezig in de vorm van organisch materiaal. In de zeekeimeren treedt vaak stikstoflimitatie op als gevolg van de hoge beschikbaarheid van fosfor. De spreiding in de nutriëntenrijkdom is

wel betrekkelijk groot. Met andere woorden, er zijn dus zowel voedselrijke als minder voedselrijke zeekleibodems. Dit wordt veroorzaakt door de hoeveelheid beschikbare bindingsplaatsen voor fosfor in de zeekleibodem. Of de zeekleibodems zich opladen (door externe belasting) of hebben opgeladen is op basis van dit correlatief onderzoek moeilijk te zeggen, omdat informatie van de diepere bodemlagen, ontstaansgeschiedenis en waterbeheer niet bekend zijn. Een belangrijke aanvullende vraag die in dit kader gesteld kan worden is of de zeekleibodems ook 'verzadigd' zijn en dit van invloed is op nalevering (vraag 1.5.). De destructie-analyse en bodemfractionering geven aan hoe het aanwezige fosfaat in de bodem gebonden is. Afgaand op de verhouding tussen bijvoorbeeld calciumcarbonaat en fosfaat of ijzer en fosfaat kan een uitspraak worden gedaan over de mate van verzadiging. De fosfaatverzadiging is relatief laag ten opzichte van andere wateren. Door de hoge zwavelconcentratie in de zeekleimeerbodems is er echter maar een kleiner deel van het ijzer beschikbaar om fosfaat te binden, wat kan verklaren dat er toch veel fosfaat uit de bodem vrijkomt. De zeekleibodems gedragen zich hierdoor voor wat betreft fosfor als hypertrofe waterbodems.

1.5 Is de fosfaatverzadiging van zeekleibodems voorspellend voor de productiviteit van zeekleimeren en het vrijkomen van fosfaat naar het poriewater en de waterlaag?

Het totale stikstof- en fosfaatgehalte van de zeekleibodems weerspiegelt zich lang niet altijd in de samenstelling van poriewater. Dit geldt ook ten aanzien van de samenstelling van het oppervlaktewater ten opzichte van het poriewater. Wel blijkt dat algenbloeien vaak gepaard gaan met hoge totaal fosforgehalten in het poriewater.

In de onderzochte zeekleibodems is geen duidelijk verband aangetroffen tussen voedselrijkdom in de bodem en de biomassa van benthische macrofauna. Wel werd er bij hoge zout- en ijzerconcentraties in het poriewater een lage biomassa van benthische macrofauna aangetroffen.

Potentiële nalevering versus kritische belastingsgrenzen

De waterbodem van zeekleimeren blijkt een belangrijke interne bron van nutriënten. Alleen al de interne nutriëntenbelasting vanuit de bodem bevindt zich vaak rond of boven de kritische belastingsgrenzen. De kritische belastingsgrenzen van de zeekleimeren zijn vergelijkbaar met andere typen meren. Uitzonderingen hierop zijn niet specifiek gebonden aan het type zeekleimeren en kunnen verklaard worden door waterdiepte, omvang of verblijftijd. Overige externe bronnen van nutriënten konden niet worden meegenomen in deze studie.

1.6 Zijn ionenrijke kleiwateren (door brak oppervlaktewater of grondwater gevoed) helderder dan ionenarme (door zoet oppervlakte- en regenwater gevoed) zeekleiwateren?

Het doorzicht van brakke zeekleimeren was juist slechter dan dat van zoete zeekleimeren. Brakke meren lieten ook geen lagere concentraties aan zwevende stofdeeltjes zien. Dit hoeft echter op zich niet te betekenen dat er geen flocculatie plaatsvindt bij deze zoutconcentraties, maar het is wel duidelijk dat flocculatie geen doorslaggevende rol speelt in het doorzicht van brakke kleimeren ten opzichte van zoete kleimeren.

De saliniteit is van grote invloed op het ecologisch functioneren van zeekleimeren. Door hogere natrium-, calcium- en zwavelconcentraties beïnvloedt zout water bijvoorbeeld de nutriëntenbeschikbaarheid. Ook

beïnvloedt de zoutconcentratie het voorkomen van soorten via zouttoxiciteit (fysiologische stress van hoge ionenconcentraties), en indirect door invloed van zwavel op de ijzerbeschikbaarheid en sulfideproductie. De brakke zeeleimeren zijn gemiddeld genomen voedselrijker en hebben een lager doorzicht en hogere chlorofyl-a gehalten dan de zoete zeeleimeren. Hoewel dit inherent is aan brakkeren systemen en de maatlatten voor de Kaderrichtlijn Water hier ook op aangepast zijn, hebben deze meren volgens deze maatlatten toch een matige of slechte fysisch-chemische waterkwaliteit.

Geografische verschillen

De geologische historie van de zeeleimeren is in grote mate bepalend voor chemische samenstelling van de huidige waterbodem. De bemonsterde zeeleimeren zijn verspreid over vijf geografische regio's (Zuid-Holland, Groningen & Friesland, Noord-Holland, Zeeland en Flevoland). Bodems van zeeleimeren in Zeeland zijn over het algemeen rijk aan natrium en in mindere mate rijk aan magnesium. In vergelijking met de andere waterbodems zijn deze relatief arm aan organisch stof, aluminium en ijzer. Waterbodems uit Friesland en Groningen zijn wat rijker aan ijzer. Waterbodems uit Zuid-Holland vertonen relatief veel variatie met betrekking tot verschillende chemische parameters. De waterbodems uit Flevoland laten onderling wel grote overeenkomsten zien, en bevatten relatief veel aluminium en magnesium en juist weinig organisch stof en zwavel. De concentraties totaal fosfor in het poriewater van de zeeleimeren van Noord- en Zuid-Holland en Zeeland blijken veelal hoger dan de concentraties in de zeeleimeren van Groningen, Friesland en Flevoland.

Antwoord op de hoofdvraag: welke factoren zijn sturend voor de biogeochemische processen en de biodiversiteit van zeeleimeren?

Zeeleimeren wijken in veel opzichten niet af van andere typen meren. Hiermee geldt dat dezelfde factoren sturend zijn voor de ecologie als in andere meren. Vanuit eerder uitgevoerd onderzoek zijn dit:

8. Geologie en geografie (zoet, brak, zout, menging andere sedimenten);
9. Waterbeheer en (geo)hydrologie (peilfluctuatie, in- en uitlaat, kwel, neerslag en verdamping, verblijftijd of debiet);
10. Dispersie van soorten;
11. Nutriëntenbelasting (afspoeling, inlaat, kwel, vogels, waterbodem);
12. Inrichtingsaspecten (waterdiepte, strijklengte, oeverinrichting, moerasareaal, ligging);
13. Milieuvreemde stoffen (verontreinigingen);
14. Voorkomen van invasieve exoten.

Echter, er zijn ook duidelijke verschillen met andere typen meren. Belangrijke kenmerkende processen voor zeeleimeren die uit deze studie naar voren zijn gekomen betreffen: 1) de hoeveelheid en beschikbaarheid van fosfor, 2) de turnover van nutriënten en 3) troebelheid door kleideeltjes.

Hoeveelheid en beschikbaarheid van fosfor

Een belangrijk verschil met meren met een zand- of veenbodem is dat de zeeleimeren relatief gezien meer fosfaat kunnen bevatten. Dit verschil bestaat echter niet met andere typen leimeren, zoals bijvoorbeeld in het rivierengebied. Wel blijkt dat zeeleimeren over het algemeen zwavelrijk zijn en dat de bindingscapaciteit via ijzer hierdoor beperkt wordt. Fosfaatrijkdom en beschikbaarheid van fosfor zijn twee aparte zaken die in bodemchemisch opzicht afhankelijk zijn van verhoudingen tussen ijzer, zwavel, en fosfor.

Turnover nutriënten

De slibbodem in de onderzochte zeekleimeren lijkt vooralsnog meer een afspiegeling van de onderliggende bodem, dan de externe nutriëntenbelasting. Het slib bestaat vooral uit intern gemobiliseerd kleimateriaal. In de zeekleimeren treedt geen opbouw van organisch slib op (veenvorming, verlanding). Dit is waarschijnlijk het gevolg van sterke buffering en voldoende beschikbare elektronenacceptoren (sulfaat), waardoor sprake is van een hoge afbraaksnelheid en dus hoge turn-over van nutriënten. Hierdoor zal in zeekleimeren extern aangevoerd organisch slib niet of nauwelijks ophopen.

Doorzicht door kleideeltjes

Veel zeekleimeren zijn troebel. De mediaan van het doorzicht is 30 cm. Hoewel algenbloei deze troebeling kan veroorzaken is dit vaak het gevolg van zwevend stof oftewel gesuspendeerde (klei)bodemdeeltjes, wat een belangrijk fysisch verschil vormt met andere typen bodems. Omdat kleideeltjes erg klein zijn kunnen deze na opwerveling zeer lang in suspensie blijven. Dit beperkt het doorzicht in dergelijke mate dat er in veel meren waarschijnlijk weinig licht de bodem bereikt, en daarmee de kansen voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten ook beperkt.

Aanbevelingen voor het herstel en beheer van zeekleimeren

Herstel of verbetering van de waterkwaliteit van zeekleimeren is gezien de hoge interne nutriëntenbelasting moeilijk en niet altijd zinvol. Er zijn verschillende maatregelen denkbaar. Het gaat hierbij om drie verschillende typen maatregelen:

4. Bronmaatregelen (Type I) verminderen de nutriëntenbelasting. Maatregelen zoals het afkoppelen van belastende waterstromen brengen de belasting naar de kritische grenzen;
5. Systeemmaatregelen (Type II) vergroten de draagkracht. Het zijn maatregelen die de kritische grenzen naar de belasting brengen;
6. Interne maatregelen (Type III) grijpen in op het voedselweb. Deze maatregelen forceren een omslag van troebel naar helder.

Het verlagen van de externe nutriëntenbelasting - tot zover dat al mogelijk zal zijn - lijkt voor veel zeekleimeren ontoereikend omdat de interne belasting zich al boven de onderste kritische belastingsgrens bevindt. Het verbeteren van de bodemtoestand zou een mogelijke maatregel kunnen zijn, maar zoals blijkt uit de resultaten van het bodemonderzoek zal baggeren een vergelijkbare bodem aan het oppervlak brengen. Afdekken van de bodem of het toevoegen van fosfaatbindende stoffen zijn andere mogelijkheden maar deze zijn kostbaar en nog onzeker voor wat betreft duurzaamheid.

Om het doorzicht te verbeteren waardoor bodemzicht zou kunnen ontstaan en ondergedoken waterplanten (bijvoorbeeld kranswieren) een kans zouden krijgen, moeten maatregelen zich richten op algen en/of zwevend stof (kleideeltjes). Sturen op algenontwikkeling lijkt echter moeilijk vanwege de hoge beschikbaarheid van nutriënten. Sturen op zwevend stof kan tot verbetering leiden in die zeekleimeren, waar de kritische belastingsgrenzen relatief hoog zijn en de nutriëntenbelasting laag. Het zwevend stofgehalte in zeekleimeren kan verminderd worden door de opwerveling te verkleinen en sedimentatie te vergroten. Dit kan door:

- Tijdelijke (gedeeltelijke) droogval: aggregatie van kleideeltjes en bodemconsolidatie;
- Verkleinen van de strijklengte (minder windwerking);
- Vergroten van het areaal moeras (slibinvang);
- Verdiepingen (slibinvang);
- Visstandbeheer (consolidatie);
- Verbrakking (flocculatie).

Voor een belangrijk deel betekent dit dus het introduceren van meer dynamiek in de tijd. Hierdoor veranderen niet zozeer de eigenschappen van het systeem, maar kan ervoor gezorgd worden dat er tijdelijk verbetering van de waterkwaliteit optreedt. Een calamiteit in de vorm van droogval, verbrakking of visstandbeheer kan het watersysteem als het ware 'resetten' of terugzetten in de ontwikkeling. Droogval van zwavelrijke bodems kan echter ook tijdelijk tot (sterke) verzuring leiden. Naast deze 'reset'-maatregelen van het watersysteem kan ook gedacht worden aan het vergroten van de doorstroom. Veel zeekeimeren zijn aangesloten op watergangen. Door de doorstroom van de meren te verhogen worden er continu nutriënten (zowel van externe als interne oorsprong) en algen afgevoerd. Hierdoor kan in enkele gevallen door vergroting van de doorstroom algenbloei voorkomen worden. Uit de enquête van waterschapsgegevens blijkt ook dat zeekeimeren met waterinlaat significant lagere stikstof- en fosforconcentraties in het oppervlaktewater hebben. Hoewel de maatregel effectief wordt toegepast is dit een minder duurzame oplossing om de waterkwaliteit te verbeteren.

Het referentiekader voor natuurbeheer van zeekeimeren is vaak niet duidelijk. De bemonsterde zeekeimeren zijn alle troebel en plantenarm, en soms ook algenrijk. Hoewel dit vanuit waterkwaliteitsoogpunt niet gewenst is, betekent dit niet dat deze zeekeimeren zonder natuurwaarden zijn. Voor vissen en water- en moerasvogels kunnen deze meren juist van bijzonder grote ecologische waarde zijn. Uit dit onderzoek komt naar voren dat het in veel zeekeimeren moeilijk te realiseren is om via beheer deze wateren helder en plantenrijk te maken. Indien een helder en plantenrijk beeld niet realiseerbaar is, zou verbetering zich moeten richten op andere haalbare natuurdoelen zoals het vergroten van het omringende moerasareaal, met name van (overjarig) riet. Tijdelijke en gedeeltelijke droogval van het oevermilieu kan een impuls geven aan deze ontwikkeling.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In september 2009 is het OBN-project 'Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap: van bedreiging naar kans?' en 'Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeeklei- en laag-veenlandschap: kansen voor kleimeren', kortweg OBN Verbrakking en kleimeren, van start gegaan. Het onderzoeksproject heeft een looptijd van ruim twee jaar (september 2009 tot begin 2012) en omvat zodoende twee groeiseizoenen. Na aanvang van het onderzoek is in overleg met het Deskundigenteam Laagveen en Zeekleilandschap (DT) besloten om het project in twee fase onder te verdelen. In fase 1 zijn de onderzoeksvragen en het plan van aanpak verder verfijnd. Onderdeel hiervan was een uitgebreide literatuurstudie, gesprekken met water- en natuurbeheerders en veldbezoeken. De resultaten zijn gerapporteerd en gepresenteerd aan het DT. In september 2010 is het Fase 1 rapport opgeleverd (Anoniem, 2010). Vervolgens is besloten de resultaten uit beide projecten ('Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap' & 'Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeeklei- en laagveenlandschap: kansen voor kleimeren') los van elkaar te rapporteren in twee aparte eindrapportages. Dit rapport beschrijft de resultaten van het onderzoek naar het ecologisch functioneren van zeekleimeren.

1.2 Doel

Dit OBN onderzoekproject zeekleimeren had de volgende hoofddoelstelling:

"Het identificeren van concrete processen (opbouw en trofiegraad van de onderwaterbodem en waterkwaliteit) voor de diagnose en een duurzaam herstel van de biodiversiteit in zeekleimeren."

De onderzoeksresultaten van dit onderzoek zijn vooral correlatief en beschrijvend van aard. Het onderzoek had als doel om in aansluiting op bestaande kennis (kennismontage), nieuwe kennis te genereren voor optimaal natuur- en waterbeheer van zeekleimeren.

1.3 Projectachtergrond

Over het laagveen-deel van het Laagveen- en Zeekleilandschap is veel kennis voorhanden, terwijl in OBN verband tot nu toe relatief weinig aandacht is besteed aan het zeekleilandschap. In het laagveenlandschap is bijvoorbeeld al veel onderzoek uitgevoerd aan meren en plassen, terwijl de problematiek van meren met zeekleibodems nog sterk onderbelicht is. Veel plassen en meren in zeekleigebieden bevinden zich vaak in een – ongewenste – troebele toestand, veroorzaakt door eutrofe condities en sterk gewijzigde levensgemeenschappen (trofische interacties tussen fytoplankton, waterplanten, zoöplankton). Daarnaast speelt de trofiegraad van het water in interactie met de klimatologische, meerjaarlijkse dynamiek een rol.

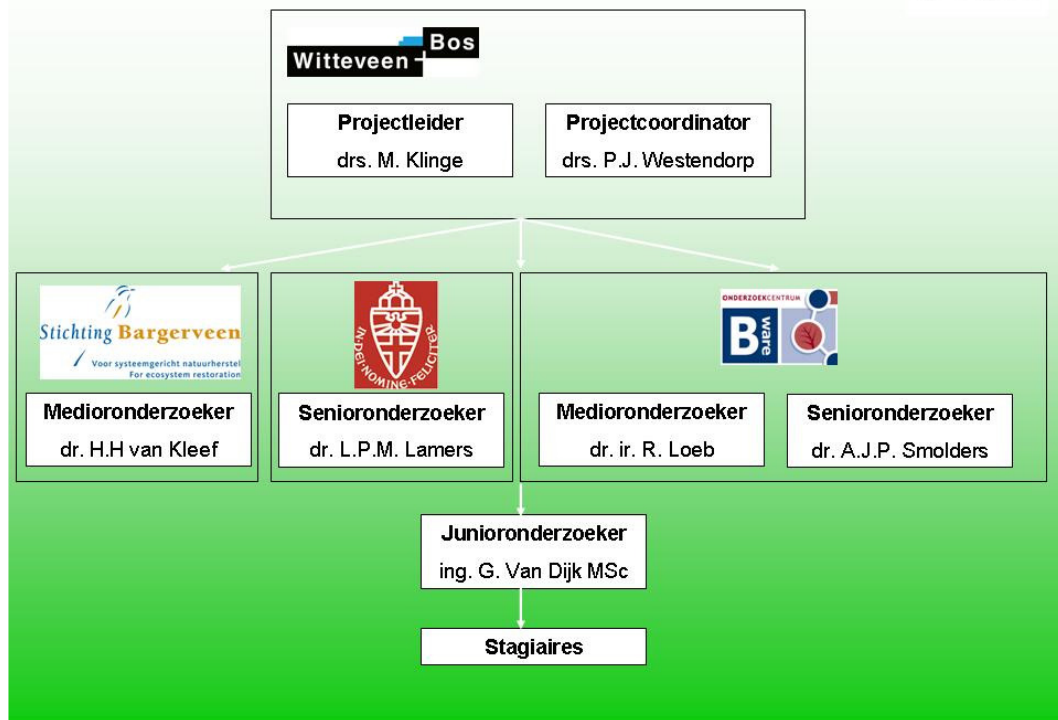
Mineralisatie van veen is een belangrijke extra factor in meren en plassen op veen, terwijl een grote adsorptiecapaciteit voor fosfaat, en de daarmee samenhangende hoge potentie voor langdurige nalevering na oplading, waarschijnlijk een belangrijke rol speelt in meren op kleibodems. Door af- en uitspoeling van nutriënten vanaf landbouwpercelen naar het oppervlaktewater kan eutrofiëring van kleimeren optreden. Hoewel de bindingscapaciteit voor fosfaat in de zeeleibodem naar verwachting zeer hoog is, is deze op veel plaatsen waarschijnlijk verzadigd geraakt. In deze meren kan de primaire en vooral secundaire productiviteit door de oplading met fosfaat sterk verhoogd zijn en leiden tot soortenarme planktongemeenschappen en een soortenarme maar hoogproductieve visfauna (Scheffer *et al.*, 1993). Hierdoor is een groot deel van de waterlichamen op zeelei eu- tot hypertroof geworden en worden de trofische niveaus gedomineerd door maar enkele soorten (Portielje *et al.*, 2004). Meer inzicht in sturende factoren in zeekleimeren en de kansrijkdom van herstelmaatregelen in dit type meren was daarom dringend gewenst.

In Nederland bevinden zich veel gebufferde ondiepe kleimeren waarin sprake is van een slechte waterkwaliteit en beperkte biodiversiteit. Verschillende maatregelen worden – met wisselend succes – genomen om de kwaliteit van kleimeren te herstellen of te verbeteren. Er bleek een grote behoefte aan meer kennis en inzicht te zijn in het functioneren van kleimeren en de kwaliteitsmaatregelen die genomen kunnen worden. De aandacht wordt hierbij gericht op het halfnatuurlijke natuurdoeltype 'gebufferde ondiepe meren' (natuurdoeltype 3.18a). Dit is het meest voorkomende type ondiepe plas in het zeeleigebied. Bovendien kampt dit type met ernstige problemen, zowel in het open water (nagenoeg geheel ontbreken van submerse vegetatie terwijl het natuurdoeltype uitgaat van een bodembedekkende submerse vegetatie) als in de oeverzone (marginale, niet verlandende oevers terwijl het natuurdoeltype uitgaat van uitgestrekte oeververlandingszones en zeeleimoerassen). Voor Natura 2000-soorten als de Grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*) en de Bittervoorn (*Rhodeus sericeus amarus*) is het wenselijk om beter zicht te krijgen op de omstandigheden die het voorkomen van deze soorten op verschillende locaties bepalen en het type maatregelen waarmee gunstige omstandigheden gecreëerd kunnen worden of al gecreëerd zijn (lopende initiatieven).

1.4 Projectorganisatie

Het OBN onderzoeksproject is uitgevoerd door een samenwerkingsverband van Witteveen+Bos NV, Onderzoekscentrum B-WARE, de Radboud Universiteit Nijmegen en Stichting Bargerveen (afbeelding 1.1.) Witteveen+Bos was hoofdaannemer en verzorgde de projectleiding en coördinatie van het OBN-onderzoek. Daarnaast leverde zij (project)kennis op het gebied van ecologie en waterbeheer. De Radboud Universiteit Nijmegen (RUN) en Onderzoekscentrum B-WARE hebben opgetreden op als onderaannemer en waren verantwoordelijk voor de opzet, uitvoering en kwaliteitsborging van het wetenschappelijk onderzoek. Stichting Bargerveen, verbonden aan de RUN, is aangetrokken om specialistische kennis op het gebied van fauna in te brengen. Junioronderzoeker Gijs van Dijk heeft het OBN onderzoek voor een belangrijk deel uitgevoerd. Hij is begeleid door een team van (senior)onderzoekers. Tijdens het onderzoeksproject werden verschillende stagiaires van universiteiten en hogescholen ingezet.

Het onderzoek is namens het Ministerie van LNV door het Deskundigen Team Laagveen en zeeleilandschap (voormalig voorzitter de heer J. Schouwenaars en huidig voorzitter K. van Vliet) gevolgd en begeleid.



Afbeelding 1.1 Organisatie projectteam

1.5 Leeswijzer

Na deze inleiding worden in hoofdstuk 2 de resultaten van het uitgevoerde literatuuronderzoek beschreven. Op basis hiervan werden onderzoeksvragen verfijnd en hypothesen geformuleerd (hoofdstuk 3). In hoofdstuk 4 worden de onderzoekopzet en de uitgevoerde analyses beschreven. In hoofdstuk 5 worden de gegevens die bij waterbeheerders verzameld werden beschreven, geïnterpreteerd en bediscussieerd. Ook worden hier de analyseresultaten van de aanvullende metingen aan waterbodem en macrofauna beschreven. Tot slot zijn in hoofdstuk 7 de eindconclusies en aanbevelingen voor beheer en beleid beschreven.

2 Literatuuronderzoek

2.1 Inleiding

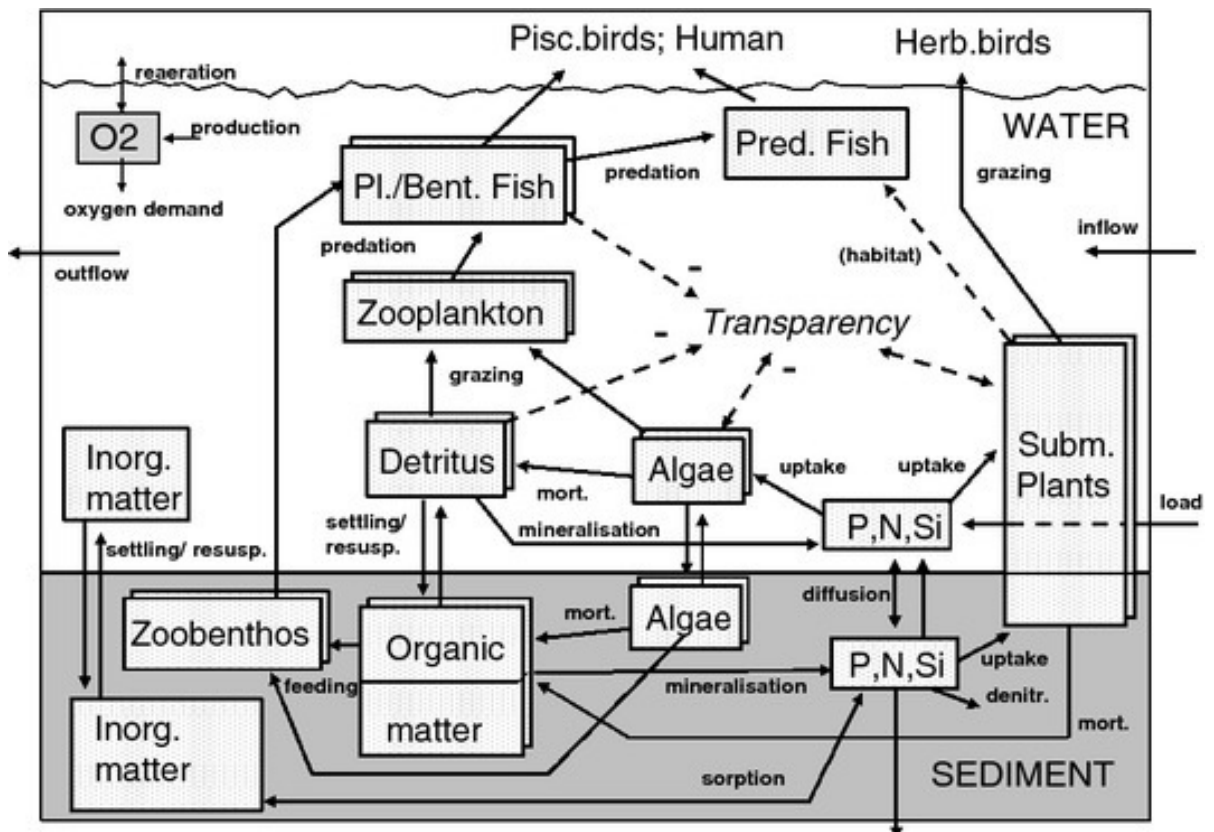
Het zeekleilandschap is een jong landschap dat ontstaan is door kleiafzettingen vanuit zee. Deze zeeklei is in het hele kustgebied te vinden, maar is deels overdekt met nieuwe afzettingen (veen). Van belang bij het ontstaan van het zeekleilandschap in het Holoceen, zijn de afwisselende perioden met een hoge zeewaterspiegel (transgressie) en met een lage zeewaterspiegel (regressie). In het subboreaal (ca 2100 voor Chr.) waren grote delen van het huidige Zeeland, Zuid- en Noord-Holland en Friesland met veen bedekt. In het subatlanticum (begin van de Middeleeuwen) heeft de zeespiegelstijging ervoor gezorgd dat grote stukken veen wegsloegen, of bedekt werden met een laag zeeklei. Deze zeeklei bedekt nu bijna geheel Zeeland, maar in Zuid- en Noord-Holland dagzoomt ook nog steeds veen. Een nieuw veenpakket heeft hier ook de laag met zeeklei kunnen bedekken, vooral in Noord- en Zuid-Holland waar het ontstaan van gesloten strandwallen veenvorming ook mogelijk heeft gemaakt in perioden met een hoge zeespiegel.

De meren of plassen in het zeekleigebied verschillen in hun ontstaanswijze. Veel meren op zeeklei zijn ontstaan door vervening, ofwel van veen dat nog voor het subatlanticum aanwezig was (Antheunisse *et al.*, 2008), waarbij nu dus oude zeeklei dagzoomt, ofwel van nieuwe veenpakketten die op de nog jonge zeeklei zijn ontstaan. Bij grootschalige vervening waarbij grote petgaten ontstonden, kon de wind vat krijgen op het veen, waarbij veen weggeslagen werd en grote meren konden ontstaan. Andere wateren op zeeklei zijn aangelegd, of zijn voormalige kreken die afgesloten zijn van zee door bedijking en voor natuur of recreatie gegraven meren.

Door de toenemende intensivering van de landbouw, maar ook door afvalwaterlozingen lozingen en een toenemend gebruik van fosfaathoudende wasmiddelen nam de nutriëntenbelasting voor veel kleiwateren vanaf halverwege de 20ste eeuw enorm toe. Aanvankelijk zullen er als gevolg van de hoge nutriëntenbelasting misschien weinig effecten zijn opgetreden vanwege het grote adsorptiecomplex van kleibodems. Veel wateren met een kleibodem zullen dan ook eerst als nutriëntensink hebben gefungeert. Na jarenlange oplading zijn veel kleibodems echter (over)verzadigd geraakt en geven, nu de belasting sterk is afgenomen, de in het verleden geaccumuleerde nutriënten weer af. Als gevolg hiervan zijn de huidige natuurwaarden in veel zeekleimeren niet erg hoog. De onderwaterbegroeiing van zeekleimeren is sterk afhankelijk van het doorzicht van het water. In meren die door hoge nutriëntenconcentraties rijk zijn aan algen of die door opwerveling van kleideeltjes (wind, bodemomwoelende vis) troebel zijn, zullen ondergedoken waterplanten nagenoeg ontbreken. De aanwezigheid van

ondergedoken waterplanten en helofytenzones in deze wateren is sterk sturend voor de samenstelling van de macrofauna- en vispopulatie.

In een niet-geëutrofeerde situatie zouden zeekleimeren een mesotroof karakter kunnen hebben met ondergedoken waterplanten zoals Fonteinkruiden en Kranswieren. Ook van nature kunnen zeekleimeren echter troebel en/of eutroof zijn. Met name in situaties waarin door windwerking veel kleideeltjes opwervelen of voor meren met een kattekleibodem, waarin fosfaatconcentraties in de waterlaag hoog zijn, doordat er in de bodem geen adsorptiecapaciteit voor fosfaat is (ijzer is aan sulfide gebonden) (Van der Molen & Pot (red.), 2007). De oorspronkelijk natuurwaarden van meren met een bodem van zeelei zijn onbekend, het is dan ook onduidelijk of deze voorheen rijk begroeid waren met waterplanten altijd al troebel zijn geweest.



Afbeelding 2.1 Schematisch overzicht van biotische en abiotische componenten in een meer, afkomstig uit Mooij et al. 2010.

Er is reeds veel onderzoek aan het ecologisch functioneren van ondiepe meren uitgevoerd. Veel verschillende factoren en processen zijn van invloed op de kwaliteit en/of verschijningsstoestand van meren (afbeelding 2.1.). Een belangrijke factor is het sediment of de waterbodem. In dit rapport wordt ingegaan op enkele belangrijke sturende factoren en processen in meren met een zeeleibodem.

2.1.1 Productiviteit van waterbodems

De productiviteit van wateren is al lang onderwerp van studie, zowel anekdotisch als wetenschappelijk. Lamers (2004) beschrijft bijvoorbeeld een middeleeuws tafereel van het bekalken van (veen)vijvers door monniken om de visproductie te verhogen. De kalk versterkte de afbraak van de veenbodem waardoor voedingsstoffen beschikbaar werden voor de groei van de vispopulatie. Een vergelijkbare waarneming werd meer recentelijk in de jaren

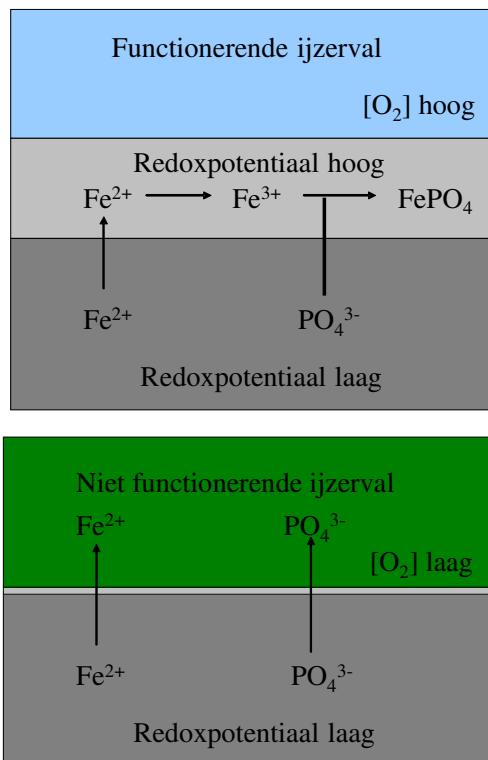
'70 gedaan bij de OVB (Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij) in proefvijvers. Grimm and Backx, (1990) vonden dat in vijvers met een kleibodem zich een zeer grote visbiomassa (circa 1000 kg/ha) ontwikkelde terwijl de fosfaatconcentratie in de waterlaag zeer laag bleef. De fosfaatconcentratie in de waterlaag kon de productie niet verklaren. De productiviteit van deze kleivijvers moest dus worden gezocht in de bodem en de processen die daar plaatsvinden. Daarnaast werd hier de relatie gelegd met de mogelijkheden van Actief Biologisch Beheer. Verder werd waargenomen dat na bemesting van deze vijvers de fosfaatconcentratie opliep tot circa 2 mg P/l, maar na twee weken was gedaald tot niet meetbare waarden. Hoe het kwam dat de visbiomassa niet correleerde met de fosfaatconcentratie in het water, wist men toen niet. Wel nam men waar dat een kleibodem voedingsstoffen opsloeg (sink) en afgaf (source).

Ondertussen bestaat een vrij goed beeld van de relaties tussen trofiegraad en nutriëntenbelasting van een water, de verschijningsvorm of toestand van een water en de biologische en biogeochemische mechanismen die hierachter zitten (Scheffer et al., 2001, Lamers et al., 2002, Smolders et al. 2006). Deze principes zijn tevens samengebracht in de eindrapportage van het OBN laagveenonderzoek en beknopt in 'Van helder naar troebel en weer terug' (Jaarsma et al., 2008). Ook interne eutrofiering kan hier een rol spelen (Smolders et al. 2006, Van der Heide et al. 2008). Desondanks blijven er ook nog vragen bestaan. Opgeladen kleibodems bevatten vaak veel biologisch beschikbaar fosfaat. Het transport in het voedselweb verloopt in sterke mate via een benthische voedselketen (van bodemalgen, via macrofauna naar vissen), waarvan de productiviteit niet goed aan de nutriëntenconcentraties in de waterfase is af te lezen. Kleiwatervieren met hoge visbiomassa's van meer dan 600 kg/ha kunnen een P-concentratie in de waterfase hebben die eigenlijk duiden op een visbiomassa van minder dan 100 kg/ha. Dit betekent dat de beschikbaarheid van fosfaat voor algen in de waterlaag lager kan zijn dan in laagveenplassen, waardoor bloei van algen en blauwalgen geremd kan worden totdat er verzadiging optreedt.

2.1.1 Fosfaathuishouding

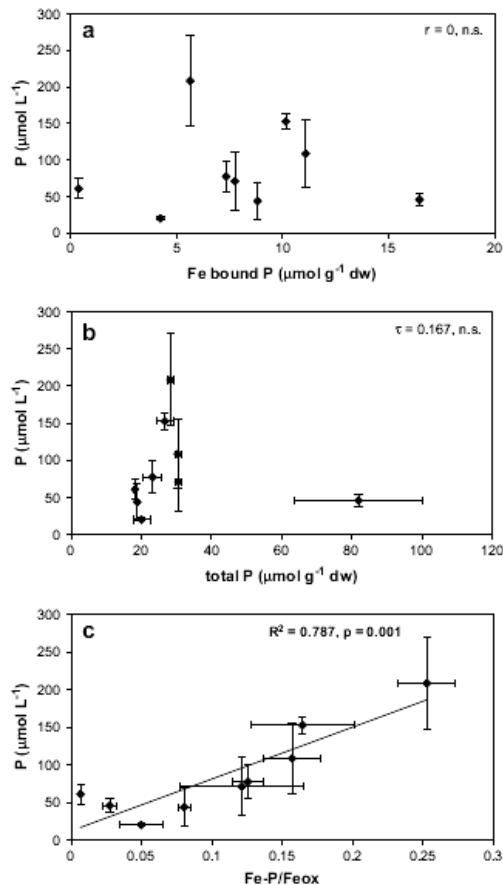
Plantenbegroeiing in ondiepe zoetwatermeren wordt in belangrijke mate gestuurd door het doorzicht van het water. Dit doorzicht is enerzijds afhankelijk van gesuspendeerd sediment en anderzijds door algen. Meestal zijn de algen gelimiteerd door fosfor, wat betekent dat een verhoogde fosfaatbelasting tot algenbloei leidt. Omdat klei lichter is dan zand en zwaarder dan organische stofdeeltjes die door veenafbraak gegenereerd worden, is de maximaal toelaatbare fosfaatbelasting van kleimeren kleiner dan die voor meren met een zandbodem, maar groter dan meren met een veenbodem (Janse et al., 2008). Klei bevat ijzer- en aluminiumoxiden, waaraan fosfaat adsorbeert. Ook wordt fosfaat vastgelegd aan calcium en in calciumcarbonaten. Van het fosfaat waarmee meren belast worden, kan een groot deel vast worden gelegd in de waterbodem (Jaarsma et al., 2008). Voor de fosforkringloop is vooral de vastlegging aan ijzeroxides van belang. Deze vastlegging is niet stabiel, omdat ijzer (III) onder anaërobe omstandigheden kan worden gereduceerd tot Fe(II), waar fosfaat minder sterk aan bindt. Bij de reductie van ijzer in waterbodems komt daardoor fosfaat vrij (Einsele, 1938; Mortimer 1941; 1942; Patrick & Khalid, 1974). Uit vernattingsexperimenten met onder andere rivierkleibodems blijkt dat de hoeveelheid ijzer die vrijkomt bij de overgang van aërobe naar anaërobe omstandigheden evenredig is met de fosfaatverzadiging (de concentratie ijzergebonden fosfaat ten opzichte van reduceerbaar ijzer) (Loeb et al., 2008b). Ook in de onderwaterbodem kunnen anaërobe en aërobe

omstandigheden elkaar afwisselen. Deze anaërobe omstandigheden komen eerder voor in de zomer (warme omstandigheden) bij een voldoende beschikbaarheid van afbreekbaar organisch materiaal (detritus/slib), dus bijvoorbeeld na algenbloei. Op kale kleibodems zonder planten- of algengroei is reactief organische stof beperkend voor ijzerreductie (Loeb et al., 2007). Hoeveel van het vrijgekomen fosfaat in de waterlaag terecht komt, is een andere vraag. Het grensvlak tussen de waterbodem en de waterlaag vormt vaak ook het grensvlak tussen aerobe en anaerobe omstandigheden, waardoor het vrijgekomen ijzer niet zomaar naar de waterlaag kan diffunderen. Op de overgang naar de aerobe waterlaag wordt het gereduceerde ijzer geoxideerd tot slecht oplosbare ijzeroxides. Aan dit geoxideerde ijzer wordt het fosfaat dat naar de waterlaag diffundeert gebonden (afbeelding 2.2).



Afbeelding 2.2 Schematische weergave van de invloed ijzer op fosfaatmobilisatie in de situatie met een aerobe waterlaag (links) en een anaerobe waterlaag (rechts).

Voor het vrijkomen van fosfaat uit het poriewater naar de waterlaag zijn verschillende indicatoren gevonden, waaronder de Fe:P-verhouding in het poriewater (Geurts et al., 2008; Smolders et al., 2001), de Fe:P-verhouding in de aërobe toplaag van het sediment (Jensen et al., 1992) en de fosfaatconcentratie in het poriewater (Young & Ross, 2001). Buiten het fysisch-chemisch vrijkomen van fosfaat kunnen ook wortelende waterplanten en bodemalgen fosfaat uit de bodem mobiliseren. Door opname van fosfaat in planten (en dieren) wordt dit voor het voedselweb beschikbaar. Bioturbatie door benthische fauna of vis kan de interactie tussen het poriewater en het oppervlaktewater vergroten, waardoor er ook meer fosfaat in het oppervlaktewater terecht kan komen (Böstrom et al., 1988).



Afbeelding 2.3 De mobilisatie van fosfaat in kleibodems kan worden ingeschat aan de hand van de verzadiging van fosfaat aan ijzer, uitgedrukt als ijzergebonden P gedeeld door de amorfe (oxalaatextraheerbare) ijzerfractie (Fe-P/Fe_{ox}) (figuur c). Totaal P of ijzergebonden P hebben geen indicatiewaarde (figuur a en b). Uit Loeb et al. 2008)

Sulfaatreductie kan zorgen voor het vrijkomen van extra fosfaat doordat sulfide sterker aan ijzer bindt dan fosfaat (Lamers et al., 2002; Lamers et al., 2001; Smolders et al., 1995, 2006). Als er echter veel ijzer in de bodem aanwezig is blijkt sulfidevorming weinig invloed te hebben op het vrijkomen van fosfaat (Loeb et al., 2007; Loeb et al., 2008a) (afbeelding 2.3). Waarschijnlijk is er pas bij een hoge fosfaatverzadiging competitie tussen sulfide en fosfaat, waarbij er fosfaat vrijkomt (Zak & Gelbrecht, 2007; Loeb, 2008).

2.2 Effecten van begrazing

Begrazing van oeverplanten kan een belangrijk effect hebben op de ontwikkeling van de oevervegetatie. De aantallen broedende en overwinterende Grauwe ganzen in Nederland zijn de afgelopen 20 jaar exponentieel toegenomen. Verschillende ganzen foerageren op allerlei water- en oeverplanten, waaronder (jong) riet en Kleine lisdodde. Onder omstandigheden die gunstig zijn voor de vegetatieve uitbreiding van waterriet een goed doorzicht en een goede water- en bodemkwaliteit- kan vraat door ganzen een zeer belangrijke factor zijn voor het uitblijven van verjonging van rietlanden, rietoevers en rietmoerassen (ter Heerdt & Drost, 1994; Bakker, 2009). Veel grazende watervogels zoals ganzen foerageren op het land en

rusten op het water. Via uitwerpselen kunnen deze vogels zodoende een bijdrage leveren aan de eutrofiëring van wateren. In Botshol wordt ongeveer 66 % van de jaarlijkse P-belasting veroorzaakt door vogels (Rip et al., 2006). Herbivorie kan nutriëntenkringlopen via de vegetatie versnellen (van den Wyngaert et al., 2003), maar kan ook substantiële schade aan watervegetatie toebrengen en de soortensamenstelling van ondergedoken waterplanten veranderen (Lodge, 1991).

2.3 Maatregelen

Om de problemen in kleiwateren op te lossen kunnen verschillende maatregelen worden genomen. De kansrijkheid van maatregelen kan van tevoren worden ingeschat aan de hand van een water- en stoffenbalans en onderzoek aan de waterbodem. Het doelbereik van maatregelen is afhankelijk van het belastingsniveau en de toestand waarin een watersysteem zich bevindt (Jaarsma *et al.*, 2008). In het volgende worden bestaande maatregelen kort beschreven.

2.3.1 Baggeren

In veel watersystemen worden slibrijke bodemlagen gebaggerd om de waterkwaliteit te verbeteren. Hierdoor kan het doorzicht sterk verbeteren waardoor waterplanten een kans krijgen zich te ontwikkelen en de ongewenste dominantie van (blauw)algen uitblijft. Er is echter gesignaleerd dat het positieve effect van baggeren vaak maar van beperkte duur is en dat na enkele jaren het meer weer omslaat naar een troebele door algengedomineerde toestand. Hiervoor zijn verschillende oorzaken bekend. Zo kan er sprake zijn van een hoge externe (slib)belasting of een hoge nalevering van nutriënten. Voor laagveenwateren zijn mogelijke oorzaken de mineralisatie van de waterbodem of van de bodem in aangrenzende legakkers door een (te) sterke drooglegging met als gevolg veenoxidatie.

2.3.2 Actief Biologisch Beheer (ABB)

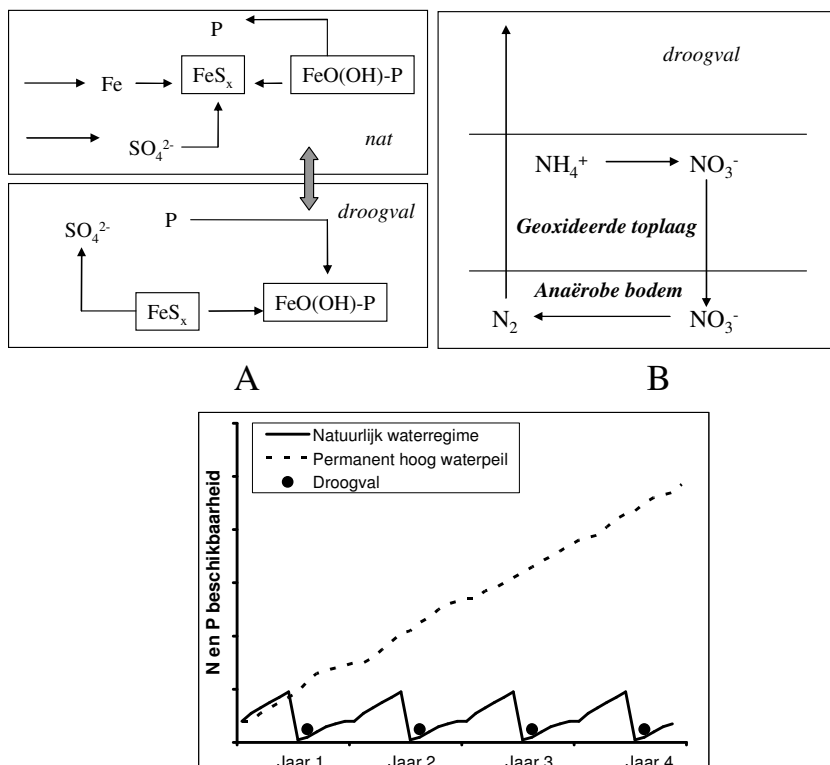
Een andere maatregel die kan worden toegepast is Actief Biologisch Beheer (ABB), waarbij wordt ingegrepen in het voedselweb. Een voorbeeld is het verwijderen van een groot deel van de bentivore visstand. Ook hierbij is geconstateerd dat de duurzaamheid van deze maatregel zonder aanvullende maatregelen vaak beperkt is (Gulati & Van Donk, 2002).

2.3.3 Peilfluctuatie en droogval

In Nederland wordt in veel gebieden een strak peilbeheer gevoerd (jaarrond ongeveer dezelfde standen) of een omgekeerd peilbeheer (in de zomer hoog en in de winter laag). Dit heeft een negatieve invloed op de ontwikkeling van oevervegetatie en zorgt ervoor dat bepaalde chemische processen nog maar beperkt kunnen plaatsvinden (o.a. Wienk et al., 2000). Waterpeilfluctuatie en tijdelijke droogval zijn maatregelen die ingrijpen op processen in de waterbodem en de ontwikkeling van vegetatie.

Tijdens de zomer kan het van belang zijn dat de toplaag van de bodem (klei en opgehoopt organisch materiaal) gedeeltelijk droogvalt. Door tijdelijke droogval kan zuurstof de bodem binnendringen waardoor er oxidatiereacties kunnen optreden. Ammonium wordt onder invloed van zuurstof geoxideerd tot nitraat. Dit nitraat wordt dieper in de bodem gedenitrificeerd waardoor er

dus netto verlies van stikstof optreedt. Bij droogval oxideert ijzer en neemt de bindingscapaciteit van ijzer voor fosfaat toe. Hierdoor wordt fosfaat uit de waterlaag vastgelegd. Deze vastlegging kan snel verlopen; Binnen 1 à 2 weken na droogval kan de P-concentratie in het bodemvocht een factor 10 tot 100 zijn afgenomen (Loeb *et al.*, 2008a; Lucassen *et al.*, 2005). Wetlands en oeverzones spelen een belangrijke rol in de verwijdering van nutriënten uit meren. Verschillende processen in de moeraszone spelen hierbij een rol. Helofytenzones vangen bijvoorbeeld slib in. Door de slibinvang wordt het water helderder en zijn de nutriënten in het slib niet meer beschikbaar in het oppervlaktewater zelf (kleiner contactoppervlak en minder resuspensie). Daarnaast kunnen deze zones een flinke biomassaproductie hebben. Een deel van de nutriënten uit het slib en het water wordt zodoende vastgelegd in biomassa, welke via maaibeheer kunnen worden afgevoerd. De oever- of moeraszone van een meer speelt ook een grote rol bij de verwijdering van stikstof via nitrificatie en denitrificatie (Sollie, 2007). Via nitrificatie wordt ammonium omgezet in nitraat. Dit gebeurt onder (aerobe) zuurstofrijke omstandigheden. Bij denitrificatie wordt nitraat (NO_3^-) onder anaerobe (zuurstofloze) omstandigheden omgezet in stikstofgas (N_2), dat vanuit water- en waterbodem aan de atmosfeer ontwijkt. Voor het omzetten van (organisch) stikstof in stikstofgas zijn dus zowel aërobe en anaërobe omstandigheden nodig. De moeraszone is bij uitstek de zone waar deze twee omstandigheden afwisselend en op korte afstand van elkaar voorkomen door helling en de wisselende waterstanden in de zone.



Afbeelding 2.4 Schematisch overzicht van de biogeochemische effecten van natuurlijke peilfluctuatie op het trofieniveau van kleimeren (uit: Smolders *et al.*, 2003)

De verwijdering van fosfor uit het water via helofytenzones verloopt anders dan bij stikstof. In tegenstelling tot stikstof kan fosfor slechts zeer beperkt naar de lucht verdwijnen en blijft dus, tenzij er gemaaid en afgevoerd wordt, in het systeem aanwezig. Het grootste deel van het fosfor in het systeem is in de bodem aanwezig, waar het als fosfaat gebonden is aan ijzer- en

aluminium(hydr)oxides, calcium, calciumcarbonaat of aanwezig is in de vorm van organische materiaal. Aangezien de afbraak van organisch stof, binding van fosfaat en de productie van stikstofgas sterk redox afhankelijk is, heeft peilbeheer grote effecten op de nutriëntencycli in de helofytenzones.

Langdurige droogval kan echter ook negatieve effecten hebben. Zeeklei is over het algemeen kalkrijk, maar kan ook kalkarm worden afgezet, vooral bij langzame opslibbing (De Smet, 1954; Van Wallenburg, 1975). Onder invloed van het toenmalige zoute zeewater, dat veel sulfaat bevatte, is pyriet (ijzersulfide) ontstaan (Van Breemen, 1976). Bij drooglegging van klei die pyriet bevat, worden sulfide en ijzer geoxideerd, waarbij zuur gevormd wordt. Het vrijgekomen zuur wordt geneutraliseerd door kalk en door kationen aan het adsorptiecomplex (vooral calcium en magnesium), maar kan in kalkarme bodems leiden tot verzuring (pH 3-4). De verzuring kan leiden tot mobilisatie van andere stoffen, waaronder zware metalen. Ook kan er fosfaat in het bodemvocht vrijkomen, omdat verbindingen met calcium en sommige verbindingen met ijzer bij lage pH oplossen (Lucassen *et al.*, 2005). De verhouding tussen zwavel en de som van calcium en magnesium vormt een maat voor de verzuringsgevoeligheid van bodems bij droogval (Lucassen *et al.*, 2002).

Verzuurde of verzuringsgevoelige kleigronden worden ook kattekleigronden genoemd. Toen in de 17e eeuw polders in Noord-Holland droog werden gelegd ten behoeve van de landbouw na vervening, zoals in de Haarlemmermeerpolder, was het ontstaan van kattekleigronden een onaangename verrassing. Lineaus noemde deze gronden in de bodemclassificatie van Nederland '*argilla vitriolacea*' of zwavelzure klei (Dent & Pons, 1995). Door hoge zuurgraad van deze gronden, was de grond niet geschikt voor landbouw. Nog steeds kunnen er kattekleigronden ontstaan bij drainage van ongerijpte zeeklei met een laag kalkgehalte. Deze potentiële katteklei is vooral te vinden in de kommen (het land achter de kreekruigen) en in de kreekbeddingen van voormalige kreken, die nu grotendeels afgedekt zijn met nieuwe afzettingen. Hier is meer klei en minder kalk afgezet dan op de voormalige kreekruigen. Een deel van de bodems die als tochteerd- of plaseerdgronden op de bodemkaart staan, zijn potentiële kattekleibodems (Van Wallenburg, 1975). Kattekleigronden zijn wereldwijd te vinden, voornamelijk op plaatsen waar zeeklei is afgezet waarop zich na daling van de zeespiegel veen heeft kunnen vormen en waarna het veen weer is afgegraven en gedraineerd om het de bodem om te zetten in landbouwgrond (Dent & Pons, 1995).

Droogval hoeft niet per definitie tot een verlaging van de nutriëntenconcentratie te leiden. Langdurige oxidatie van nutriëntrijke organische bodems kan namelijk leiden tot een toename van de nutriëntenbeschikbaarheid, door een toename van de afbraak van organisch materiaal. Dit kan ook leiden tot minder ophoping van slib. In hoeverre droogval ook echt leidt tot een afname van de nutriëntenbeschikbaarheid hangt sterk af van specifieke bodemeigenschappen.

Effecten droogval op biota

Droogval heeft uiteraard ook sterke effecten op de biota. Een groot gedeelte van de aquatische organismen, met name vissen, zijn niet bestand tegen droogval. In uiterwaardplassen leidt droogval tot een hogere helderheid van de plassen doordat ook alle bodemomwoelende vis sterft en tot een hogere begroeiing met waterplanten, doordat zaden beter kiemen op de drooggevallen bodem (Van Geest *et al.*, 2005). Voor kleiplassen in het rivierengebied is bekend dat dit effect een belangrijke rol speelt bij de

ontwikkeling van de waterkwaliteit en levensgemeenschappen. Droogval kan ook leiden tot inklinking van de kleibodem, waardoor de bodem zeer hard kan worden wat effecten kan hebben op vegetatie en fauna.

De verwachting is dat voedselrijke opgeladen kleibodems in de oeverzone een veel slechtere oeververlanding (riet- en biezenmoerassen, ruigten, struwelen) laten zien dan voedselarme kleibodems. Een natuurlijk seizoensmatig fluctuerend waterpeil (hoge waterstanden in de winter, lage waterstanden in de zomer) stimuleert naar verwachting de oeververlanding, óók onder voedselrijke condities.

Op dit moment worden binnen het programma Innovatieve maatregelen KRW (Ministerie van EL&I) projecten uitgevoerd waarbij de effecten van een flexibel peilbeheer en tijdelijke droogval worden onderzocht. De resultaten hiervan komen eind 2012 beschikbaar.

2.3.4 Aanleg helofytenfilters/moerassen/natuurvriendelijke oevers

Voor verschillende watersystemen wordt aanbevolen om de waterkwaliteitsproblemen op te lossen met de aanleg van 'zuiveringsmoerassen'. Mogelijke positieve effecten hiervan zijn in het voorgaande uitvoerig beschreven. Echter, dit betreft vaak natuurlijke laagbelaste systemen met een relatief groot areaal aan moeras dat periodiek droogvalt. De praktijk van het Nederlandse waterbeheer is vaak geheel anders. Bij een stabiel waterpeil en met beperkte uitbreiding van een moerasareaal zonder actieve verlaging van de nutriëntenbelasting mag dan ook niet veel worden verwacht. De komende tijd worden er evenwel langs veel wateren natuurvriendelijke oevers aangelegd vanuit de KRW.

2.3.5 Addities

Als de bindingscapaciteit van een kleibodem gering is geworden door jarenlange zware fosfaatbelasting kunnen fosfaatbindende stoffen worden toegevoegd om deze te vergroten. Er zijn verschillende stoffen die kunnen worden toegevoegd en waarmee ook al praktijkervaring is opgedaan. Het gaat hier om het toevoegen van:

- ijzerchloride;
- aluminiumchloride;
- calciumcarbonaat;
- phoslock(r) (bentoniet met lanthaanverbinding). al dan niet in combinatie met polyaluminiumchloride.

Hoewel er positieve voorbeelden bekend zijn, zijn de effecten van deze addities niet altijd goed onderzocht en kunnen deze effecten per systeem sterk verschillen (Smolders et al., 1995, Prepas et al., 2001, Depe & Benndorf, 2002, Hansen et al., 2003). Daarnaast bestaat er bij beheerders en het publiek ook een weerstand tegen deze maatregelen, omdat er (chemische) stoffen aan 'natuurlijke' wateren worden toegevoegd.

Op dit moment worden binnen het programma Innovatieve maatregelen KRW (Ministerie van EL&I) projecten uitgevoerd waarbij het toevoegen van fosfaatbindende stoffen en de effectiviteit van deze maatregel worden onderzocht.

2.3.6 Defosfatering

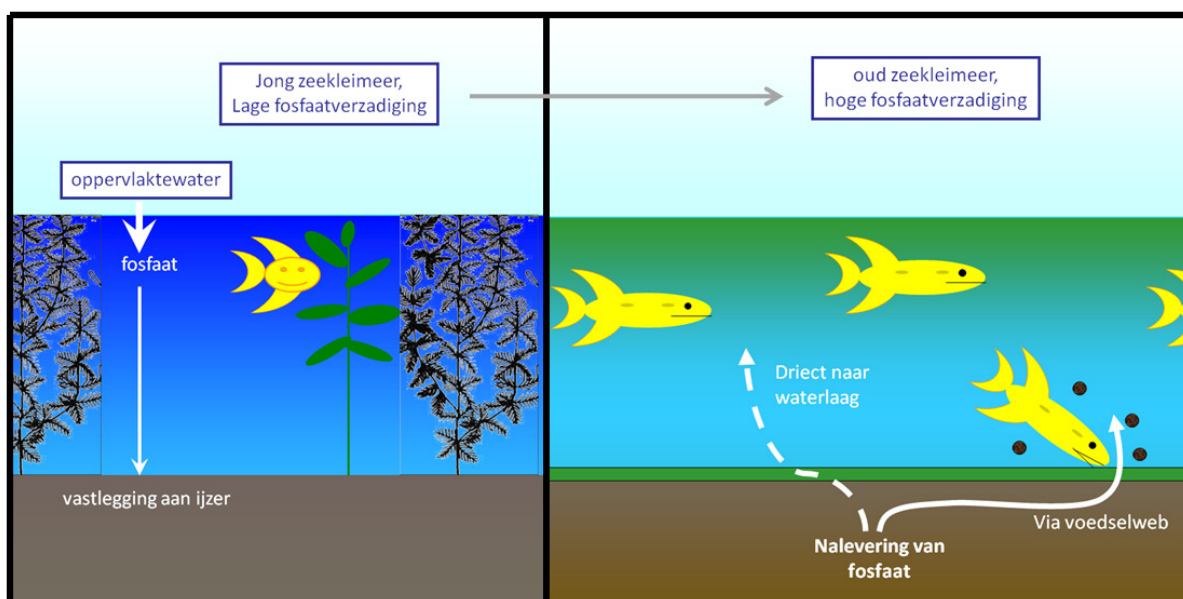
Als een waterbodembodem maar zeer beperkt nutriënten nalevert bijvoorbeeld na het uitvoeren van een baggermaatregel, maar de fosfaatbelasting blijft hoog en is beperkt tot enkele aanvoerroutes kan defosfatering als maatregel

worden ingezet. De effectiviteit van defosfatering kan worden ingeschat op basis van een water- en stoffenbalans. De defosfatering bestaat uit een doseerinstallatie die ijzer(chloride) toevoegt en een uitvlok bassin, al dan niet met beluchter of menger. Op verschillende plaatsen in Nederland wordt deze maatregel (flexibel) toegepast (o.a. Botshol, Naardermeer, Vinkeveense plassen, Nieuwkoopse plassen). Binnen deze studie zijn geen beschrijvingen in de literatuur gevonden over in wateren met een zeekleibodem toegepaste defosfatering.

3 Onderzoeksvragen en hypothesen

De afgelopen jaren is de algehele kwaliteit van oppervlaktewater in Nederland sterk verbeterd. In tegenstelling tot de waterkwaliteit laat de ecologische toestand van veel wateren echter nog vaak te wensen over. Dit is ook het geval in veel zeekeimeren. De (opgeladen) waterbodem is daarbij waarschijnlijk een belangrijke beperkende factor die verdergaande verbetering van de waterkwaliteit in de weg staat.

Eerder uitgevoerde onderzoeken concluderen dat ijzer en de verzadiging van ijzer met fosfaat in de onderwaterbodem een grote rol spelen in de ecologie van waterbodems (hoofdstuk 2). Verondersteld mag worden dat dit ook voor zeekeimeren het geval is. Binnen dit onderzoek wordt dan ook de rol van de waterbodem op de waterkwaliteit en biodiversiteit van zeekeimeren onderzocht. Waarschijnlijk zijn veel van origine heldere zeekeimeren in de loop van eeuwen verzadigd geraakt met fosfaat (zie afbeelding 5.1). Als de waterkwaliteit van deze meren verbetert, bestaat de kans dat fosfaat vanuit de bodem wordt nageleverd aan het oppervlaktewater. Hierdoor kunnen algenbloei en vertroebeling optreden,



Afbeelding 3.1. Relatief jong zeekeimeer waarvan de bodem nog niet is opgeladen met fosfaat (links), oud zeekeimeer waarvan de bodem met fosfaat verzadigd is (rechts)

waardoor ondergedoken waterplanten verdwijnen. Daarnaast worden meren met voedselrijke bodems vaak gekenmerkt door een hoge benthivore visbiomassa. Benthivore vissoorten woelen voortdurend de bodem om waardoor plantengroei wordt beperkt (direct en indirect via vertroebeling). Behalve directe nalevering en omwoeling, spelen benthische (op de bodem groeiende) algen en micro-organismen waarschijnlijk ook een grote rol in het

beschikbaar maken van het fosfaat. Zelfs als de fysisch-chemische nalevering beperkt is, kunnen vastgelegde nutriënten via biologische processen worden gemobiliseerd. Mogelijk kunnen maatregelen op de hydrologie en inrichting het ecologisch functioneren van zeekleimeren verbeteren.

Onderzoeksvragen

De verschillende onderzoeksvragen zoals die in het preadvies (Antheunisse *et al.*, 2008) werden benoemd, kunnen deels beantwoord worden vanuit bestaande kennis (kennismontage). Op basis van het literatuur- en bronnenonderzoek zijn de vragen voor de onderzoeksfase verder verfijnd. Hierbij wordt één hoofdvraag gesteld, die in zes deelvragen uiteenvalt.

1. Welke factoren zijn sturend voor de biogeochemische processen en de biodiversiteit van zeekleimeren?

- 1.1 Wat is de huidige ecologische toestand van Nederlandse zeekleimeren?
- 1.2 Wat is de chemische samenstelling van oppervlaktewater en bodem van zeekleimeren?
- 1.3 Wat is de macrofaunasamenstelling en vegetatiesamenstelling van zeekleimeerbodems?
- 1.4 Zijn bodems in zeekleimeren opgeladen met nutriënten (zoals fosfaten)?
- 1.5 Is de fosfaatverzadiging van zeekleibodems voorspellend voor de productiviteit van zeekleimeren en het vrijkomen van fosfaat naar het bodemvocht en de waterlaag?
- 1.6 Wat is het effect van verbrakking op flocculatie van kleideeltjes (of evt. algen)? Zijn ionenrijke kleiwatervaten (brakwater of grondwatergevoed) helderder dan meer ionenarme (voornamelijk regenwater-gevoed) zeekleiwatervaten met een grote regenwaterinvloed?

4 Onderzoeksopzet

4.1 Inleiding

Om meer inzicht te krijgen in de huidige ecologische toestand van Nederlandse zeekleimeren - en de factoren die hierop van invloed zijn - is een correlatief onderzoek verricht. Voorafgaand aan dit onderzoek is bij verschillende waterschappen van het laagveen- en zeekleilandschap informatie verzameld over meren met een zeekleibodem. Uiteindelijk zijn er voor 40 meren met een zeekleibodem gegevens opgevraagd bij waterbeheerders. Op basis van deze gegevens is een selectie van deze meren bemonsterd op water- en bodemchemie. Deze bemonstering heeft zich geconcentreerd op random verdeelde locaties in het meer en niet in de oevers. Al snel bleek dat in het merendeel van de meren erg weinig of geen ondergedoken vegetatie bevatten. Om een directe relatie tussen de bodemchemie en macrofauna te kunnen maken is binnen een selectie van deze bemonsterde meren ook de benthische macrofauna bemonsterd. Vanwege de vaak ontbrekende ondergedoken vegetatie is de vegetatie niet apart onderzocht, maar is gebruik gemaakt van de bij de waterbeheerders beschikbare gegevens.

Dit hoofdstuk beschrijft de wijze waarop de meren zijn geselecteerd en het onderzoek is uitgevoerd.

4.2 Gegevensverzameling en selectie

Selectie en gegevensverzameling

Op grond van de bodemkaart (1:50.000) van Nederland is een selectie gemaakt van 112 meren met een zeekleibodem. Dit betroffen zowel zoete, brakke en zoute meren. Voor deze meren is bij de betreffende water- en terreinbeheerders van Zeeland, Zuid-Holland, Noord-Holland, Flevoland, Friesland en Groningen geïnventariseerd of er abiotische en biotische data van deze meren beschikbaar waren. Ook werd gevraagd naar eventueel andere meren die voor dit onderzoek relevant konden zijn. Vooraf werden hiervoor de volgende criteria opgesteld:

- kleimeren met een waterbodem die (voornamelijk) uit zeeklei bestaat
- kleimeren met een gemiddelde diepte van minder dan 3 m
- kleimeren waarvan minimaal monitoringsgegevens van pH, zuurstof, EGV, nutriënten, chloride, chlorofyl-a en doorzicht beschikbaar zijn.

Voor de betreffende kleimeren zijn bij de waterbeherende organisaties gegevens opgevraagd over de chemie, fysiologie, vegetatie, macrofauna en

visstand. Van veel meren bleken echter relatief weinig gegevens over de (actuele) visstand beschikbaar te zijn. AT-KB en Witteveen+Bos hebben daarom visstandgegevens uit eerdere studies beschikbaar gesteld.

In totaal werden door 11 van de 12 aangeschreven beheerders gegevens aangeleverd (tabel 4.1). In totaal voldeden 41 meren aan de gestelde voorwaarden (tabel 4.3, figuur 4.1). Aan de betreffende beheerders van de meren is vervolgens een vragenlijst gestuurd met gerichte vragen over inrichting en beheer (Bijlage 2). Voor alle 41 meren werden uiteindelijk gegevens aangeleverd (Tabel 2.2)

Tabel 4.1 Waterbeheerders die gegevens geleverd hebben voor deze studie

Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
Hoogheemraadschap van Rijnland
Hoogheemraadschap van Delfland
Waterschap Hunze en Aa's
Waterschap Noorderzijlvest
Waterschap Brabantse Delta
Waterschap Hollandse Delta
Waterschap Zeeuwse Eilanden
Waterschap Zeeuws-Vlaanderen
Waterschap Zuiderzeeland
Wetterskip Fryslân

Tabel 4.2 Totaal door waterschappen geleverde gegevens.

Type gegevens	Aantal meetpuntlocaties
fysisch-chemische gegevens van het oppervlaktewater	93
Waterbodemgegevens	10
gegevens van macrofyten	35
gegevens van macrofauna	46
gegevens van fytoplankton en	36
vissengegevens in de vorm van soortenlijsten	10

Tabel 4.3. Geselecteerde zeekeimeren. Voor elk meer zijn de volgende gegevens weergegeven: naam, waterbeheerder, geografische regio, X en Y coördinaten, het nummer op de kaart in afbeelding 4.1, gemiddelde diepte (in meters), wateroppervlak van het meer (in hectare) en de strijklengte.

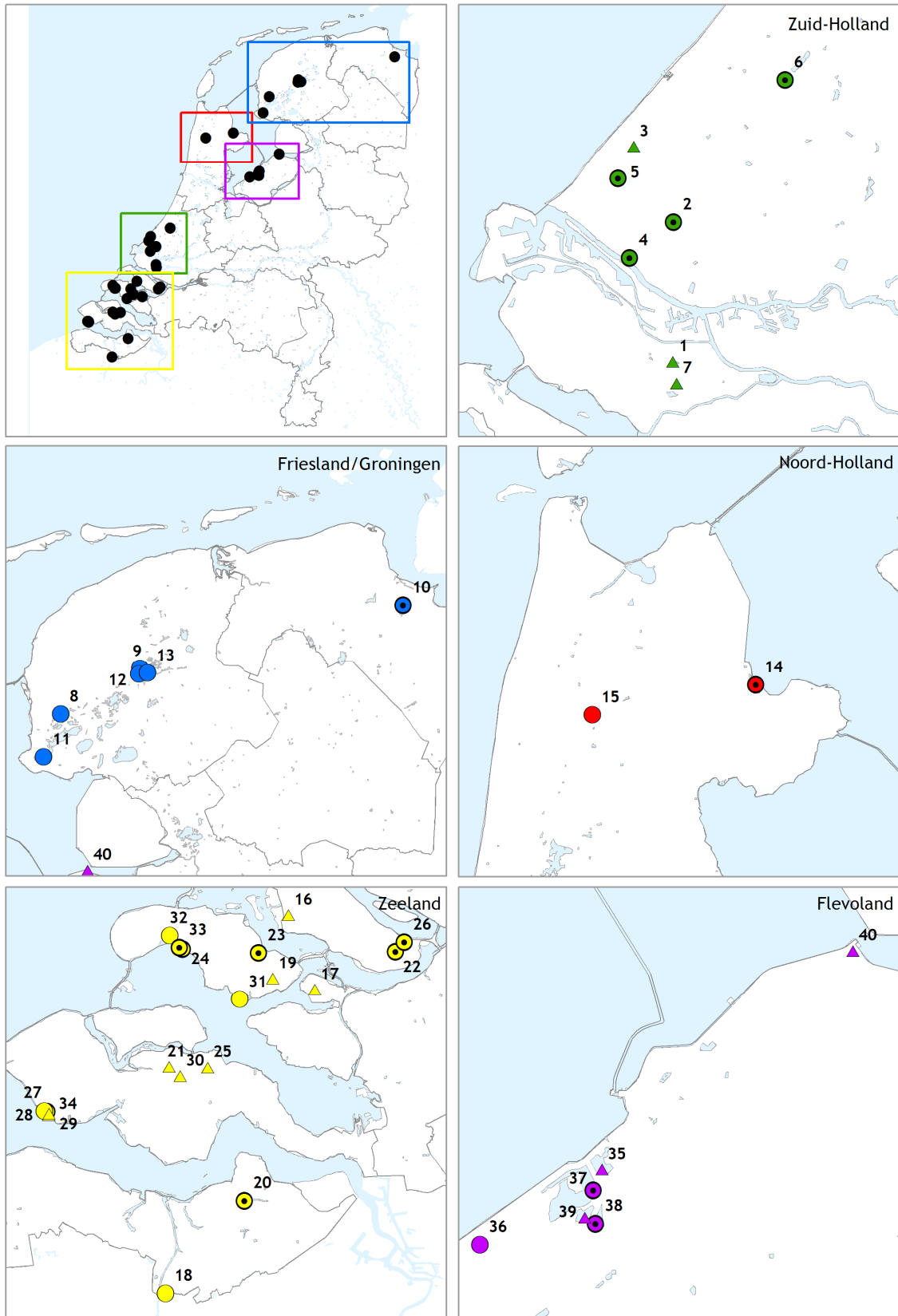
Naam	Waterbeheerder	nr. kaart	Geogr. Regio	Geogr. coördinaten		Gem. diepte (m)	Opp. (ha)	L.lengte (m)
				X	Y			
Het Oostenrijk	WS Hollandse Delta	1	1	78577	429431	1,25	8,4	700
Kraaiennest	HH Delftland	2	1	78648	442981	1,7	7,7	410
Oostmadeplas	HH Delftland	3	1	74753	450382	1,5	10	690
Oranjepolder	HH Delftland	4	1	74371	439515	1,25	7,7	650
Prinsenbos	HH Delftland	5	1	73250	447230	2,1	5,4	260
Starrevaartplas	HH Rijland	6	1	89500	456846	2	46,3	640
Welvliet	WS Hollandse Delta	7	1	78956	427317	1	3	300
Aldegeaster Brekken	WS Fryslan	8	2	164590	556469	-	283,8	2200
Biggemeer	WS Fryslan	9	2	186500	569230	-	23	600
Hondshalstermeer	WS Hunze en Aa's	10	2	259553	586726	0,5	154,2	2300
Kleine Vogel	WS Fryslan	11	2	159814	544572	-	34,5	950
Pikmeer	WS Fryslan	12	2	186200	567560	1,5	73,2	1200
Wijde Ee	WS Fryslan	13	2	188660	567970	2	170	1900
Groote Vliet	HH Hollands Noorderkwartier	14	3	137370	529090	2	41	1300
Het Waartje	HH Hollands Noorderkwartier	15	3	116450	525270	2,4	11,6	220
Brede Gooi	WS Hollandse Delta	16	4	64103	416797	-	3,5	600
Bruintjeskreek	WS Zeeuwse eilanden	17	4	68140	405420	-	3,3	400
Canisvlietsekreek	WS Zeeuwse eilanden	18	4	45421	359293	3	15,6	750
De Maire	WS Zeeuwse eilanden	19	4	61710	407120	1	2,4	200
De Vogel	WS Zeeuwse eilanden	20	4	57416	373150	-	-	-
De Weel (zuid)	WS Zeeuwse eilanden	21	4	45930	393580	-	4,6	560
De Weel (noord)	WS Hollandse Delta	22	4	80474	411159	-	1,6	200
Dijkwater, zuid	WS Zeeuwse eilanden	23	4	59554	411011	3	12,4	380
Flaauwersinlaag	WS Zeeuwse eilanden	24	4	47940	411590	1	20,9	850
Goese Meer	WS Zeeuwse eilanden	25	4	51800	393500	3	38,3	530
Groote Gat	WS Hollandse Delta	26	4	81807	412647	2,3	2,9	220
Nollekreek, eendenvijver (1)	WS Zeeuwse eilanden	27	4	27280	386700	1	1,3	100
Nollekreek, plas (2)	WS Zeeuwse eilanden	28	4	26880	386820	0,5	0,7	175
Nollekreek, zuidelijke plasje	WS Zeeuwse eilanden	29	4	27565	386281	1	0,2	90
Oosterschenge	WS Zeeuwse eilanden	30	4	47610	392200	-	14,2	1400
Ouwekerkse inlaag	WS Zeeuwse eilanden	31	4	56740	403950	3	4,3	260
Serooskerkse Weel	WS Zeeuwse eilanden	32	4	46052	413649	-	0,4	75
Weversinlaag	WS Zeeuwse eilanden	33	4	47510	411810	1	21,1	820
Zuidelijke kreek Nollebos	WS Zeeuwse eilanden	34	4	27580	386500	1,5	0,9	240
Bovenwater	WS Zuiderzeeland	35	5	156912	499867	1,3	114	1100
Groote plas	WS Zuiderzeeland	36	5	149581	495405	-	914,3	5300
Hoekplas	WS Zuiderzeeland	37	5	156389	498594	-	436,7	1800
Keersluisplas	WS Zuiderzeeland	38	5	156536	496622	0,9	73,1	1200
Krentenplas	WS Zuiderzeeland	39	5	155893	497002	-	59,9	650
Pleisterplas	WS Zuiderzeeland	40	5	171989	513035	-	4	300

Tabel 4.4. Resultaat beheerenquête waterschappen.

	Aantal meren		
	Ja	nee	Onbekend
Inlaat water	20	21	0
Natuurlijk peilbeheer	15	25	1
Natuurherstelmaatregelen in gang gezet	18	12	13
Maaibeheer	13	15	13
Begrazing	9	20	12
Droogval (deels)	3	37	1
Gemotoriseerde pleziervaart	7	32	2
Natuurlijke oeverinrichting	22	9	10
Beschoeiing	10	21	10
Zowel natuurlijke oeverinrichting als beschoeiing	4	25	12
Landbouwinvloed	19	22	0

Op basis van de aangeleverde gegevens zijn 25 meren of plassen geselecteerd. Deze zijn bezocht en bemonsterd op water- en waterbodemchemie (zie afbeelding 4.1). De 25 meren zijn geselecteerd op basis van volledigheid van gegevens en het bodemtype. Op basis van de bodemeigenschappen van deze 25 meren werden 15 zeeleimeren geselecteerd om aanvullend de benthische macrofauna te bemonsteren. Deze 15 meren werden geselecteerd voor de bemonstering van macrofauna op basis van de volgende criteria:

- de toplaag van de waterbodem moest uit klei bestaan
- geografische spreiding over het zeeleilandschap.



Afbeelding 4.1 Linksboven een overzichtskaart van Nederland waarin alle onderzochte zeekleimeren zijn weergegeven. Op de andere vijf kaartjes zijn geografische regio's weergegeven met de bemonsterde zeekleimeren (voor de namen zie tabel 4.3). Met symbolen is de gegevensverzameling per meer weergegeven: alleen gegevens waterbeheerder (driehoek), ook bodemchemische bemonstering (open cirkel) en ook bentische macrofaunabemonstering (open cirkel met stip).

Beschikbaarheid van gegevens

Van veel zeekleimeren bleken voldoende oppervlaktewaterkwaliteit gegevens beschikbaar.

Gegevens over (chemische) bodemsamenstelling en de aanwezige flora en fauna in de meren bleken over het algemeen slechts in beperkte mate aanwezig te zijn. De gegevens van flora en fauna zijn vaak in de oeverzone verzameld en niet in het meer zelf. Andere gegevens bleken vaak incompleet of verouderd te zijn.

Macrofaunagegevens bleken in nog mindere mate beschikbaar te zijn. Hierom is besloten in enkele meren (waterbodembodem oever en/of open water) de benthische macrofauna te bemonsteren. De bodemsamenstelling en de samenstelling van benthische macrofauna werden deze op dezelfde locaties bemonsterd om eventuele relaties tussen beiden te kunnen onderzoeken. Op enkele uitzonderingen na was er weinig tot geen bedekking van ondergedoken waterplanten in het midden van de meren. Om deze reden is besloten de ondergedoken waterplanten niet op macrofauna te bemonsteren.

4.3 Waterbodembemonstering

Waterbodembodem en poriewater in de bodem

Voor de bemonstering van de waterbodembodem zijn de zeekleimeren in de periode augustus- oktober 2010 bezocht. Vanaf een boot is de bovenste laag (vaak de bovenste 50 cm) op vijf willekeurig verspreide locaties op het meer bemonsterd. De monsters zijn in het openwater verzameld (>10 m van de oever). De waterbodembodem is bemonsterd met een roestvrijstalen zuigerboor. De zuiger in de stalen boorbuis zorgt voor een onderdruk waardoor de buis gemakkelijk de waterbodembodem kan worden gedrukt. Vervolgens is de boor uit de bodembodem gehaald en is de boorbuis met de zuiger leeg gedrukt. Hiermee is het mogelijk een intact waterbodembodemprofiel te verzamelen (zie afbeelding rechts). Aan de hand van deze boringen is een bodembodemprofielbeschrijving gemaakt. Op elk van de vijf monsterlocaties per meer is een mengmonster gemaakt. Dit mengmonster bestaat uit vijf stekjes van zowel de sliblaag als de bodembodem die onder de sliblaag aanwezig is. De mengmonsters zijn bewaard in luchtdicht afgesloten plastic zakken om oxidatiereacties zoveel mogelijk te voorkomen. Van de bodembodemmonsters is in het laboratorium een anaeroob bodembodemporiewatermonster verzameld met behulp van teflon rhizons (Eijkelkamp Agrisearch).

Oppervlaktewater

Op de vijf monsterlocaties waar de waterbodembodem werd bemonsterd, is ook een watermonster in een 250 ml polyethyleen pot verzameld. De monsters zijn koel en donker bewaard en vervoerd naar het laboratorium. In het laboratorium zijn de monsters chemisch geanalyseerd. In het veld zijn de pH, het EGV en het zuurstofgehalte bepaald met behulp van HQ40d multimeter. Met een GPS (Garmin 60 CX) zijn de monsterlocaties vastgelegd.



4.4 Benthische macrofaunabemonstering

Bemonstering

In het najaar van 2011 is de benthische macrofauna van 15 geselecteerde zeeleimeren bemonsterd. Bij de bemonstering werd gebruik gemaakt van een Van Veen bodemhapper. De Van Veen bodemhapper bestaat uit twee scharnierende bakken met draagarmen. Door middel van een vergrendelingsmechanisme is het mogelijk de bodemhapper in geopende stand vanaf de boot op de bodem te laten zakken. Bij contact met de bodem ontkoppelt de vergrendeling. Tijdens het ophijsen sluiten de twee bakken waardoor een bodemmonster uit de bovenste 15 cm van de waterbodem wordt verkregen. Met de bodemhapper is per meer op vijf willekeurig geselecteerde locaties een monster van 4 liter genomen. Elk monster is genomen van een oppervlak van 260 cm².

Per locatie is een mengmonster gemaakt. De monsters zijn koel (4°C) en donker bewaard en in een plastic zak naar het laboratorium vervoerd. In het laboratorium zijn de monsters de dag na bemonstering gehomogeniseerd. Van dit gehomogeniseerde bodemmonster is 20% van het verse volume gezeefd over drie zeven (4 mm, 1.3 mm and 0,4 mm). De hieruit verkregen resultaten zijn uiteindelijk geëxtrapoleerd naar de totale hoeveelheid bemonsterd materiaal. De benthische macrofauna in het gezeefde bodemmonster is met het blote oog en met behulp van een binoculair geteld en vervolgens gedetermineerd per taxonomische orde. De macrofauna is daarna geconserveerd in 70% ethanol (*Oligochaeta* in 4% formaline). Bij grote aantallen individuen is een representatief subsample (in procenten) van het totale bodemmonster genomen. De aantallen macrofauna in het subsample zijn vervolgens geëxtrapoleerd naar het totale bodemvolume. Een deel van de bemonsterde fauna is geconserveerd en een deel is gedroogd om het drooggewicht en de biomassa te bepalen.

4.5 Chemische analyses

Oppervlaktewater en poriewater

Het oppervlaktewater en porievocht zijn geanalyseerd op pH, alkaliniteit, totaal opgelost anorganisch koolstof en concentraties van geselecteerde ionen en elementen in oplossing (zoals o.a. P, N, NO₃, NH₄, Na, Cl, Fe, Ca). De pH is gemeten met een aan een radiometer (Copenhagen, type PHM 82) verbonden zilverelektrode (Ag/AgCl₂). Met dezelfde elektrode is de alkaliniteit (buffercapaciteit) bepaald middels een titratie met verdund zoutzuur tot een pH van 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter is hierbij de alkaliniteit. De totale hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (kooldioxide + bicarbonaat + carbonaat) is bepaald met behulp van infrarood gasanalyse (ABB Advance Optima IRGA). Voor de analyse van ionen en elementen zie kopje ion en element analyse.

Bodemmonsters

Voor de bepaling van het vochtgehalte en de bulk density zijn als eerste stap aluminium cups gevuld met verse bodem gewogen. Het materiaal is hierna 48 uur gedroogd bij een temperatuur van 105°C waarna het nogmaals is gewogen. De verkregen droge bodems zijn vervolgens 4 uur verast bij een

temperatuur van 550°C voor het bepalen van het gewichtsverlies (verlies is de fractie organisch materiaal). De bulk density is het gewicht droge bodem per volume eenheid verse bodem.

De volgende bodemanalyses werden uitgevoerd:

1. Bodemdestructie:

Door het destrueren van gedroogde bodem is het mogelijk de totale gehalten van de meeste elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Voor de bodemdestructie is 0,2 gram gedroogde en gemalen bodem afgewogen in een teflon cup. Vervolgens is het met 4 ml salpeterzuur en 1 ml waterstofperoxide in gesloten teflon cups in een magnetron gedestruerd. Hierbij is stapsgewijs energie toegediend waarbij alle verweerbare bodemdeeltjes oplossen. Vervolgens zijn de monsters tot 100 ml verdund met gedemineraliseerd water. Het hieruit ontstane product is bij 4°C bewaard tot verdere analyse. Voor verdere analyse zie het kopje ion- en elementenanalyse.

2. C:N analyse:

Het totale gehalte aan stikstof en koolstof in de bodem is bepaald door bodem te verhitten tot 1800°C in een Carlo Erba CNS analyser. Alle stikstof en koolstof verbrandt hierbij en wordt in gasvorm gescheiden op een Poropak QS-kolom. Hierna worden de gassen door een warmtegeleidbaarheidsdetector (TCD) gedetecteerd.

3. Olsen-P extractie:

Bij een Olsen-extractie wordt de hoeveelheid plantenbeschikbaar-P vrijgemaakt door verdringing van P door bicarbonaat. Tevens worden ijzer- en aluminiumhydroxides gehydrolyseerd waardoor geadsorbeerd P vrijkomt. Bij het uitvoeren van de Olsen-extractie is aan 3 gram droog gemalen bodemmateriaal 60 ml 0,5 M natriumbicarbonaat (NaHCO₃) toegevoegd. Gedurende 30 minuten zijn de monsters vervolgens uitgeschud op een schudmachine (100 r.p.m.) waarna het supernatant onder vacuüm en met behulp van teflon rhyzons (Eijkelkamp Agrisearsch) is verzameld. Het hieruit verkregen extract is bij 4°C bewaard tot verdere analyse. Voor verdere analyse zie het kopje ion- en elementanalyse.

4. P-fractionering:

De sequentiële P-fractionering (uitgevoerd volgens Golterman, 1996) is uitgevoerd om te bepalen aan welke bodemfractie het fosfaat gebonden is. Hierbij kan de hoeveelheid Fe/Al-gebonden, Ca-gebonden, organisch gebonden en labiel gebonden fosfaat bepaald worden. De P-binding is (afhankelijk van de grondwaterkwaliteit) van invloed op mate waarin fosfaat vrij kan door verschillende processen. Bij een P-fractionering wordt 5 gram verse bodem afgewogen waarna in verschillende stappen extractanten zijn toegevoegd. Bij elke stap wordt het mengsel goed geschud en gecentrifugeerd (Sorvall, 13000 rpm). Daarbij wordt het supernatant afgepipetteerd en bewaard. Het pellet is gebruikt voor het volgende extractant. Achtereenvolgens zijn gebruikt: NH₄Cl (1M), Ca-EDTA (0,05M), Na-EDTA (0,1M). Het uiteindelijke pellet is gedestruerd. De oplossingen van de verschillende stappen zijn bewaard tot verdere analyse. Voor verdere analyse zie het kopje ion- en elementanalyse.

5. Ion- en elementanalyse

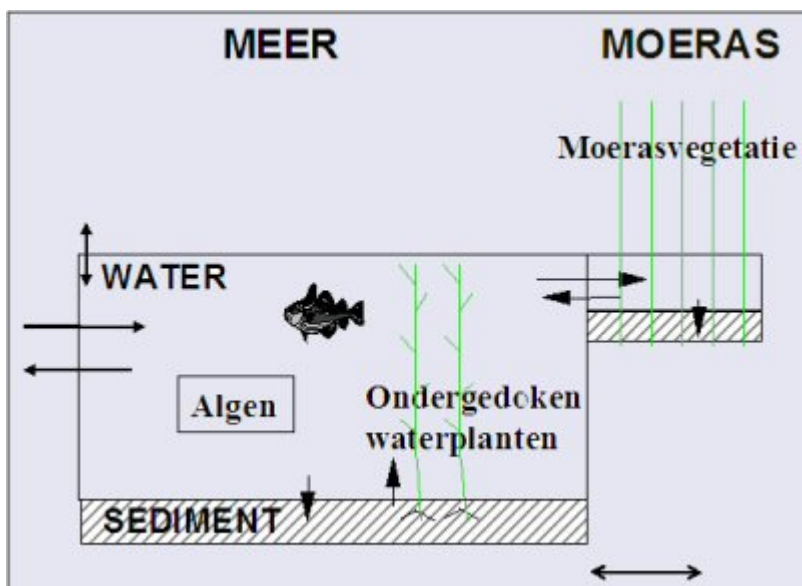
De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), aluminium (Al), ijzer (Fe), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S), silicium (Si) en zink (Zn) zijn bepaald met behulp van een Inductively Coupled Plasma Spectrofotometer (ICP Thermo Electron corporation IRIS Intrepid II XDL). De concentraties nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+) zijn colorimetrisch bepaald met een Braun en Luebbe auto-analyzer II met behulp van resp. salicylaatreagens en hydrazinesulfaat. Chloride (Cl^-) en fosfaat (PO_4^{3-}) zijn colorimetrisch bepaald met een Technicon auto-analyzer II systeem met behulp van respectievelijk mercuritiocyanide, ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. Natrium (Na^+) en kalium (K^+) zijn vlamfotometrisch bepaald met een Technicon Flame Photometer IV Control.

4.6 Gegevensanalyse

Verschillen tussen groepen zeeleimeren uit de dataset van waterbeheerders (zoet-brak, verschillende soorten beheer en inrichting) zijn statistisch getest met een Mann-Whitney-U-test in het programma SPSS versie 16.0. Significante verschillen zijn geaccepteerd bij $p < 0,05$. De in de rapportage weergegeven correlaties zijn, ook met SPSS, statistisch getest op lineaire regressie.

4.7 Inschatten kritische grenzen voor fosfaatbelasting

Kritische belastingsgrenzen kunnen worden afgeleid met het ecologisch model PCLake (Janse, 1997, 2005; Jeuken et al. 1999). Het gebruik van PCLake vereist gespecificeerde kennis (van model en systemen) en kost relatief veel tijd. Voor dit onderzoek is daarom de metaversie gebruikt. Met het metamodel PCLake kan snel een inschatting worden gemaakt van de kritische fosfaatbelasting van afzonderlijke meren.



Afbeelding 4.2. Schematische weergave van het model PCLake (www.pbl.nl)

Het metamodel is een afgeleide van een grote dataset (circa 100.000) aan modelsimulaties uitgevoerd met PCLake. In het metamodel worden kritische belastingen voor 'nieuwe' meren afgeleid/ingeschat met behulp van een neurale netwerk.

Voor de complete dataset van meren varieert het omslagpunt van helder naar troebel (Pkrit 2) tussen 0,1 en 6 gram P/m²/jr. Voor de omslag van troebel naar helder (Pkrit1) is dit tussen 0,1 en 3 gram P/m²/jr.

Het model is via internet beschikbaar op de website <http://themasites.pbl.nl/modellen/pclake>. Invoervariabelen (met bandbreedte):

- gemiddelde waterdiepte in de zomer (meter; bandbreedte: 0,5 – 4 m)
- gemiddeld debiet (mm per dag, berekend voor de oppervlakte open water; bandbreedte: 4 – 200 mm/dag)
- strijklengte van het meer (meter, d. i. de diameter van het meer in de dominante windrichting. Als ruwe schatting kan hiervoor de wortel uit het oppervlak worden gebruikt; bandbreedte: 300 – 4000 m)
- oppervlakte moerasgebied (indien aanwezig) ten opzichte van de oppervlakte van het meer (bandbreedte: 0 – 2)
- bodemtype (zand, klei, veen)
- de achtergrondextinctie van het water (m⁻¹; bandbreedte: 0.25 – 2.0 m⁻¹)

Andere invoerparameters, zoals de N/P ratio (34) en de fractie opgelost P (0,5) in het invoerwater, de visserijdruk (0) e.a. zijn in het metamodel constant verondersteld. Ook is uitgegaan van een constant waterpeil.

Het model geeft als uitvoer de kritische P-belastingen kP_eu (Pkrit 2) en kP_oligo (Pkrit 1) in mg P per m² per dag of gram P per m² per jaar.

Onzekerheden

Het metamodel is alleen geldig binnen de grenzen en randvoorwaarden waarvoor het is afgeleid (Brederveld, 2011). De afwijking van het metamodel ten opzichte van het oorspronkelijke model is gemiddeld ongeveer 20%. Bij verblijftijden korter dan 21 dagen heeft de berekende kritische belasting weinig betekenis meer, omdat dan de verblijftijd zelf de belangrijkste sturende factor is voor de toestand van het meer. Hierbij moet ook worden genoemd dat het PCLake model zelf ook de nodige onzekerheid kent. De nauwkeurigheid van PCLake wordt geschat op +/- 30-40 % (Janse et al., 2010). Met name bij lange verblijftijden wordt het model onnauwkeuriger (onderschatting). Het model gaat bovendien uit van een uniforme waterdiepte, dus effecten van diepteverdeling worden verwaarloosd. Het metamodel geeft een indicatie, maar bij de interpretatie dienen deze factoren te worden meegenomen.

5 Resultaten en discussie

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het onderzoek beschreven. In paragraaf 5.2 wordt de oppervlaktewaterkwaliteit van de Nederlandse zeekleimeren besproken aan de hand van KRW-typologie, maatlatscores, nutriëntenconcentraties, algenbloei en doorzicht. De reden gebruik te maken van de KRW systematiek is tweeledig: ten eerste worden waterbeheerders afgerekend op het behalen van de KRW doelen en ten tweede zijn er (door beheerders en andere deskundigen) landelijk instrumenten ontwikkeld waarmee de ecologische kwaliteit kan worden uitgedrukt.

Vervolgens worden de verschillen tussen zoete en brakke zeekleimeren beschreven. Hierna wordt de vegetatie van zeekleimeren behandeld en eindigt de paragraaf met een beschrijving van de effecten van beheer op nutriëntenconcentraties en het doorzicht in het oppervlaktewater. In paragraaf 5.3 wordt de voorkomende benthische macrofauna in zeekleimeren besproken en vergeleken met de chemische samenstelling van de bodem. Vervolgens worden de resultaten van een bioassay met de muggenlarf *Chironomus riparius* op 15 verschillende zeekleimeerbodems behandeld. Paragraaf 5.3 sluit af met een lijst van sturende factoren op basis van oppervlaktewaterkwaliteit en flora en fauna. In paragraaf 5.4 wordt beschreven hoe de bodemchemie het oppervlaktewater beïnvloed. Als eerste wordt de chemische samenstelling van het poriewater vergeleken met de oppervlaktewaterkwaliteit. Vervolgens wordt beschreven in hoeverre de chemische samenstelling van de bodem de chemische samenstelling van het poriewater in de bodem kan verklaren. De resultaten in dit hoofdstuk worden direct bediscussieerd en met literatuur vergeleken.

5.2 Oppervlaktewaterkwaliteit zeekleimeren

5.2.1 KRW-typologie, maatlatscores fysische chemie

De geselecteerde zeekleimeren omvatten vijf verschillende KRW-typen: M14 Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen (17 meren), M30 Zwak brakke wateren (10 meren), M31 Kleine brakke tot zoute wateren (12 meren), M3 Gebufferde (regionale) kanalen (1 meer) en M6b Grote ondiepe kanalen met scheepvaart (1 meer) (zie kader Kaderrichtlijn Water). De Groote Vliet en Het Waartje zijn vanuit KRW ingedeeld als kanalen, maar werden in deze studie wel meegenomen als zeekleimeren. Qua vorm en afmetingen weken deze meren niet af van de andere zeekleimeren. De toekenning van KRW-typen aan de geselecteerde meren is voor de meeste meren door de betreffende

waterschappen en hoogheemraadschappen gedaan. Voor 9 meren is dit binnen het huidige onderzoek gedaan op basis van de meest recente waterkwaliteitsgegevens.

Voor de score op de deelmaatlaten chlorofyl-a, doorzicht, fosfor en stikstof (Van der Molen & Pot (eds), 2007; Evers & Knoben (eds), 2007) zijn per meer de meest recente data gebruikt (tabel 5.1). Voor de meeste meren was dit 2009 (n=10), 2008 (n=10) of 2007 (n=7). Echter, de meest recente data van enkele andere meren dateerden tot 1990. Voor meetwaarden onder de detectielimiet is in de berekeningen de detectielimiet meegenomen. Bij een doorzicht boven de detectiegrens (bodemzicht) is de detectiegrens (diepte) genomen als meetwaarde. (conform Pot, 2010). Hierdoor kunnen de scores op de deelmaatlat doorzicht bij ondiepe meren met bodemzicht enigszins negatief beïnvloed worden.

Europese Kaderrichtlijn Water

In 2015 moeten Europese wateren voldoen aan kwaliteitseisen van de Kaderrichtlijn Water. In de Nederlandse uitwerking van de Kaderrichtlijn Water wordt onderscheid gemaakt tussen verschillende typen meren. Zeekleimeren vormen geen apart type, maar vallen onder M14 Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen, M30 Zwak brakke wateren of M31 Kleine brakke tot zoute wateren. Sommige zeekleimeren zijn getypeerd als een kanaal. Voor elk van de verschillende typen meren zijn 'maatlaten' beschikbaar, waarmee wordt bepaald of een meer een zeer goede, goede, matige of slechte kwaliteit heeft. Deze (deel)maatlaten bevatten kwaliteitseisen voor macrofyten (waterplanten), fytoplankton, macrofauna, vis en fysische chemie (o.a. doorzicht, nutriënten en chlorofyl-a (algenbloei)). De grenzen voor de deelmaatlaten van de fysische chemie zijn bepaald aan de hand van correlaties tussen de biologie (algen, macrofyten) en fysisch chemische parameters. Uit de score op de verschillende deelmaatlaten wordt berekend hoe goed de kwaliteit van het meer is.

In dit rapport is er voor gekozen om de deelmaatlaten voor doorzicht, chlorofyl-a, stikstof en fosfor te gebruiken om weer te geven hoe de kwaliteitsscore van de meren voor deze afzonderlijke parameters is. Met deze deelmaatlaten van de Kaderrichtlijn Water kan de kwaliteit van de meren preciezer worden getypeerd dan met de Index Natuur- en Landschap, die door terreinbeherende organisaties wordt gebruikt. Daarnaast maakt deze vergelijking duidelijk hoever de meren wat betreft fysische chemie nog af zitten van de 'Goede Ecologische Toestand', waaraan ze in 2015 moeten voldoen.

doorzicht

Uit de gegevens van de waterbeheerders bleek dat in het Bovenwater en de Grote Plas (beide in Flevoland) aan het begin van de zomer nog bodemzicht voorkwam. Daarna nam het doorzicht snel af. In een aantal meren werd ook bij een laag doorzicht een waarde met een 'groter-dan' teken aangegeven (o.a. Krentenplas, Biggemeer, Breede Gooi en Het Waartje), terwijl er op andere momenten een groter doorzicht werd genoteerd. Het is niet bekend of dit betekent dat er op die momenten sprake was van bodemzicht door een (zeer) lage waterstand (tot 10 cm diepte) of dat het doorzicht niet goed gemeten kon worden ('groter dan'-teken gebruikt).

De mediaan van het gemiddelde doorzicht in het meest recente zomerhalfjaar was slechts 31 cm (39 cm in de zoete meren en 25 in de brakke tot zoute meren; significant verschillend). Hiermee scoorde bijna 80% van de onderzochte meren slecht (M14, M30 en M31 doorzicht < 45 cm, M3 en M6 doorzicht < 30 cm). Alleen het Goese Meer (data 2001), het Bovenwater en de Pleisterplas voldeden wat betreft doorzicht aan de Gewenste Ecologische Toestand. De onderzochte zeekleimeren hadden in het algemeen een kleiner doorzicht dan het gemiddelde doorzicht in de meren van Nederland (Pot, 2010 (data 2008)). Pot (2010) constateerde ook dat Nederlandse brakke wateren in het algemeen gemiddeld een lager doorzicht hadden dan zoete meren. De

mediaan van brakke wateren in het algemeen (48 cm) ligt echter veel hoger dan de mediaan van brakke zeekleimeren in onze selectie (25 cm).

algenbloeien

In de onderzochte meren kwamen regelmatig algenbloeien voor. Zo'n 32% van de meren voldeed echter aan de norm voor chlorofyl-a (score goed of zeer goed). Dat wil zeggen dat in deze meren geen sprake is van grootschalige en langdurige algenbloeien. Er waren relatief evenveel zoete als brakke kleimeren die aan de norm voldeden, maar hierbij moet aangetekend worden dat de norm voor chlorofyl-a voor brakke meren (maximaal 60 µg/l chlorofyl-a voor M30 en M31) veel ruimer is dan voor zoete meren (23 µg/l chlorofyl-a voor M14, M3 en M6). De normen zijn gebaseerd op meetgegevens van een onverstoorde referentiesituatie. We gaan er dus vanuit dat een betere waterkwaliteit dan deze referentiesituatie niet haalbaar is zonder dat het meer in een andere KWR klasse terecht komt. De mediaan van de gemiddelde zomerconcentratie chlorofyl-a was voor alle zeekleimeren 68 µg/l. Hierbij werd een groot en significant verschil gevonden tussen de zoete en de brakke zeekleimeren. Deze laatste hadden een mediane concentratie van meer dan 100 µg/l. In vergelijking met de Nederlandse meren in het algemeen (31 µg/l chlorofyl-a), hadden de zeekleimeren een hogere chlorofyl-a-concentratie (Pot, 2010). Ook de brakke zeekleimeren hadden een hogere chlorofylconcentratie dan brakke meren in het algemeen (72 µg/l chlorofyl-a).



Afbeelding 5.1, *Algenbloei en zwevende kleideeltjes in het oppervlaktewater van de Hoekplas (Oostvaardersplassen) langs de oever met rietbegoeiing.*

nutriënten

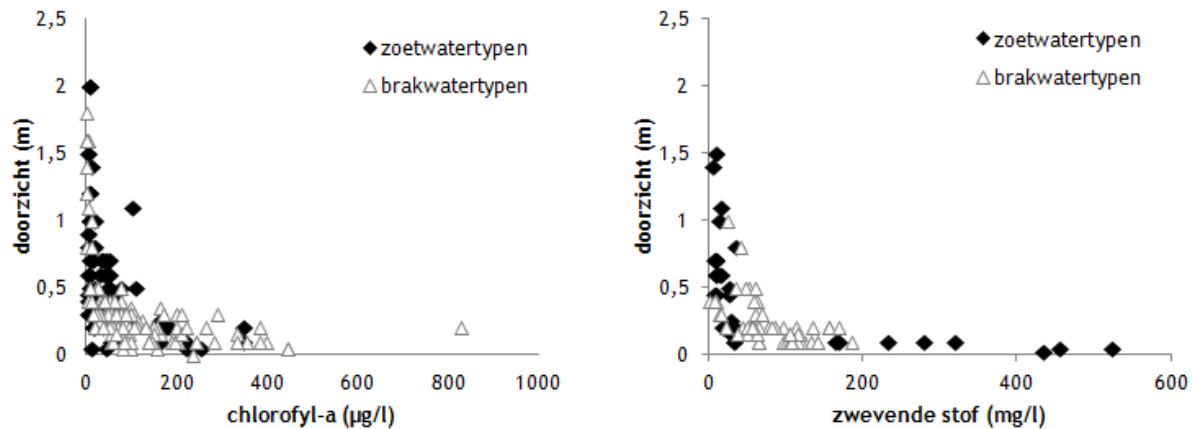
De onderzochte zeekleimeren scoorden slecht op de deelmaatlaten voor nutriënten. Maar liefst 64% van de zeekleimeren viel in de categorie slecht op de maatlat voor totaal-P. Slechts 10% voldeed aan de GET voor totaal-P. Dit betrof alleen meren die in Friesland lagen (Aldegaester Brekken, Kleine Polle, Pikmeer en Wijde Ee). De mediaan van de zomerhalfjaar gemiddelde totaal-P-concentratie in de kleimeren bedroeg 0,63 mg P/l (20 µmol P/l). Hierbij is een groot en significant verschil aanwezig tussen de zoete (0,24 mg P/l) en de brakke (1,02 mg P/l) zeekleimeren. De mediaan van de gemiddelde zomerconcentratie van totaal-P in Nederland ligt op 0,11 mg P/l. Voor brakke meren in Nederland ligt dit met 0,9 mg P/l veel hoger. Zowel de zoete als de brakke zeekleimeren hebben dus een hogere zomerconcentratie P dan Nederlandse meren in het algemeen. Slechts 12% van de zeekleimeren voldeed aan de norm voor de GET voor totaal stikstof. 39 % van de meren viel op deze deelmaatlat in de categorie slecht. De mediaan voor de onderzochte zeekleimeren lag bij 2,61 mg N/l (186 µmol/l).

Tabel 5.1. Zomergemiddelde waarde van doorzicht, chlorofyl-a, P-totaal en N-totaal in het meest recente meetjaar.

Code	Meet-jaar	Naam	doorzicht (m)	chlorofyl-a (ug/l)	P (mg/l)	N (mg/l)	KRW-type
FLBW	2009	Bovenwater	0,97	34	0,163	2,10	M14
FLGP	2000	Grote Plas OVP	0,37	103	0,373	3,12	M14
FLHV	2009	Hoekplas OVP	0,12	136	0,640	4,22	M14
FLKP	1990	Krentenplas OVP	0,07		1,002	11,62	M14
FLPP	2008	Pleisterplas	0,97	10	0,097	1,24	M14
FLSP	2009	Keersluisplas OVP	0,09	151	0,612	4,58	M14
FRAB	2008	Aldegaester Brekken	0,38	89	0,078	1,77	M14
FRBM	2009	Biggemeer	0,51	23	0,213	2,40	M14
FRKP	2009	Kleine Polle	0,33	69	0,075	2,55	M14
FRPM	2009	Pikmeer	0,44	40	0,069	2,08	M14
FRWE	2009	Wijde Ee	0,56	40	0,070	2,16	M14
GRHO	2009	Hondshaltsermeer	0,32	40	0,125	2,85	M14
ZHKA	2008	Kraaiennest	0,4	13	0,544	2,12	M14
	2008	Oostmadeplas			0,917	12,05	M14
ZHOP	1990	Oranjeplas	0,89	34	0,350	1,68	M14
ZHPA	2008	Plas Prinsenbos	0,23		1,010	2,54	M14
ZHSV	2009	Starrevaartplas	0,25	18	1,453	3,95	M14
NHVO	2008	Groote Vliet	0,61	48	0,244	1,67	M3
ZHDW	2004	De Weel ZH	0,34	67	0,128	1,80	M30
ZHGG	2007	Het Groote Gat	0,26	57	0,197	1,96	M30
ZHHO	2001	Het Oostenrijk	0,3	123	0,253	1,93	M30
ZHWV	2009	Welvliet	0,07	224	0,633	4,66	M30
ZHZD	2008	Zuiderdiep	0,26	109	0,262	3,03	M30
ZLBK	2007	Bruintjeskreek	0,18	204	0,952	6,53	M30
ZLCV	2006	Canisvliet	0,27	129	0,745	2,61	M30
ZLNP	2008	Nollenkreek plas	0,25	100	1,038	3,70	M30
ZLNZ	2008	Nollenkreek zuidelijke plasje	0,33	27	1,373	2,20	M30
ZLVK	2007	Kleinvogel	0,25	224	0,442	3,52	M30
ZHBG	2008	Breede Gooi	0,08	314	3,034	11,06	M31
ZLDM	2005	De Maire	0,17	184	3,100	10,07	M31
ZLDW	2004	De Weel ZL	0,15	87	3,350	4,43	M31
ZLDZ	2001	Dijkwater Zuid	0,32	52	1,000	2,26	M31
ZLFI	2007	Flauwersinlaag	0,15	107	1,733	7,07	M31
ZLGM	2001	Goese Meer	1,41	3	0,348	0,69	M31
ZLIO	2004	Inlaag Ouwerkerk links	0,37	41	1,733	2,21	M31
ZLNB	2008	Zuidelijke kreek Nollenbos	0,54	40	1,305	2,08	M31
ZLNE	2008	Nollenkreek eendenvijver	0,13	223	1,733	6,23	M31
ZLOS	2001	Oosterschenge	0,2	129	2,780	3,60	M31
ZLSW	2000	Serooskerkse Weel	0,35	85	0,940	4,48	M31
ZLWI	2007	Weversinlaag	0,24	53	1,545	4,90	M31
NHWA	1993	Het Waartje	0,45	21	0,197	1,42	M6b
		<i>mediaan zeekleimeren</i>	0,31	68	0,630	2,61	
		<i>mediaan zoete zeekleimeren</i>	0,39	40	0,240	2,40	Legenda:
		<i>mediaan brakke-zoute zeekleimeren</i>	0,25	104	1,020	3,56	Zeer goed
		<i>mediaan meren NL (Pot, 2010)</i>	0,58	31	0,110	1,80	Goed
		<i>mediaan ondiepe meren NL (Pot 2010)</i>	0,54	40	0,090	1,80	Matig
		<i>mediaan brakke meren NL (Pot, 2010)</i>	0,48	72	0,900	2,60	Ontoereikend
		<i>mediaan grote meren (Pot, 2010)</i>	0,6	29	0,100	1,80	Slecht

5.2.2 Relaties tussen nutriënten, algen en doorzicht in zeekeimeren

Het doorzicht van de zeekeimeren hangt sterk samen met de chlorofylconcentratie in het water. Bij chlorofylconcentraties hoger dan 110 µg chl-a/l was er minder dan 50 cm doorzicht (afbeelding 5.2).

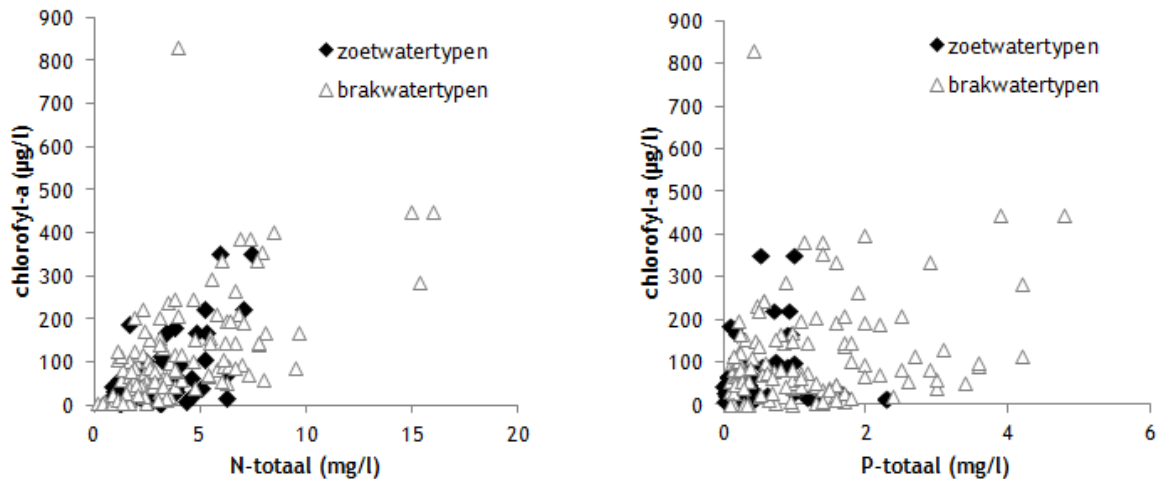


Afbeelding 5.2, Relatie tussen chlorofyl-a en doorzicht tijdens zomermetingen in het meest recente meetjaar (links) en de relatie tussen zwevend stof en doorzicht tijdens zomermetingen in het meest recente meetjaar (rechts). Beide figuren zijn ingedeeld in zoetwater- en brakwatertypen.

In enkele van de onderzochte meren zijn door de waterschappen metingen gedaan voor zwevend stof. Uit deze beperkte dataset lijkt een duidelijk verband tussen zwevend stof en het doorzicht (afbeelding 2.3). Hoewel niet significant lijkt er sprake te zijn van een grenswaarde. Bij concentraties zwevend stof hoger dan circa 50 mg/l was het doorzicht minder dan 50 cm. Zwevend stof en chlorofyl-a zijn echter niet sterk gecorreleerd ($R^2 = 0,083$). Een verminderd zicht door algenbloei en een verminderd zicht door zwevende sedimentdeeltjes vormen in zeekeimeren dus twee aparte, maar beide zeer belangrijke problemen in relatie tot doorzicht.

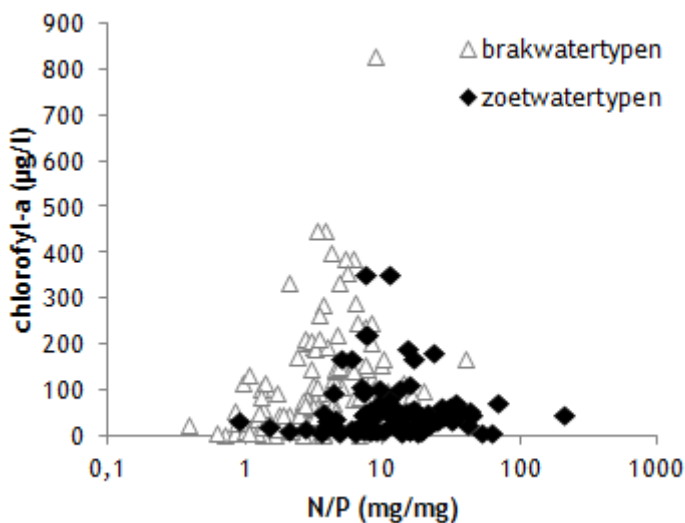
N/P limitatie

Algenbloeien ontstaan bij een hoge beschikbaarheid van nutriënten. De vraag is hierbij of stikstof of fosfor bij de huidige voedselrijkdom sturend is voor de algenproductie. In de uitwerking van de KRW wordt ervan uitgegaan dat fosfor sturend is voor algenbloei in zoete wateren en stikstof sturend is in brakke tot zoute wateren. Uit afbeelding 5.3 blijkt dat er een verband bestaat tussen stikstof en de concentratie chlorofyl-a in de zeekeimeren ($\text{chl-a} = 26 \cdot \text{N} + 3,4$; $R^2 = 0,38$). Deze correlatie was voor zoete en brakke typen ongeveer even groot. Voor fosfor en chlorofyl-a was dit verband veel minder duidelijk (afbeelding 5.3; $R^2 = 0,12$).



Afbeelding 5.3 Relatie tussen totaal-stikstof en chlorofyl-a (links) en totaal-fosfor en chlorofyl-a (rechts) tijdens zomermetingen in het meest recente meetjaar. Beide figuren zijn ingedeeld in zoetwater- en brakwatertypen.

De N/P-verhouding (mg/mg) in het oppervlaktewater kan aanwijzingen geven voor het type limitatie van het fytoplankton. Meestal wordt een verhouding van $N/P < 10$ aangehouden als grens waarbij stikstof limiterend is. De mediane N/P-verhouding van de zeekelemeren met een waarde van 6,5 lag in de zomer ver onder de grens van 10. Dit is een aanwijzing voor stikstoflimitatie in een groot deel van de meren. Voor de zoete watertypen lag de mediaan op 11 N/P (afbeelding 5.4). Een aanzienlijk deel van de zoete meertypen had een N/P-verhouding lager dan 10, wat er op wijst dat ook in de zoete meren stikstof een belangrijk sturende factor is voor algenbloei. De hoogste chlorofyl-a-concentraties traden op bij een N/P-verhouding tussen circa 3 en 11 (afbeelding 5.4). Deze relatief lage verhouding bleek samen te hangen met de hoogste N-concentraties die er voor de meren gemeten werden. Hierdoor er lijkt sprake te zijn van N-limitatie, maar alleen omdat de P-concentratie zeer hoog is. Bij een zeer hoge beschikbaarheid van N en P worden vaak andere factoren zoals licht of koolstof limiterend.



Afbeelding 5.4 Chlorofyl-a-concentratie bij N/P-verhouding (logaritmische schaal) tijdens zomermetingen in het meest recente meetjaar.

5.2.3 Trends in waterkwaliteit

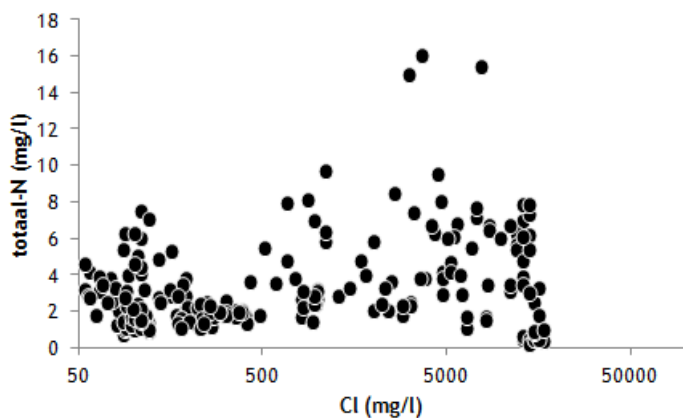
Uit het onderzoek van Pot (2010) blijkt dat een brede selectie van meren in Nederland sinds de jaren '80 van de vorige eeuw sterk in waterkwaliteit verbeterd zijn (in het onderzoek van Pot (2010) zijn zowel meren met veen, zand als kleibodem meegenomen, enkele van deze meren zijn ook in dit onderzoek meegenomen). Het doorzicht is in die periode sterk toegenomen en de concentraties P, N en chlorofyl-a zijn verminderd. Ook brakke meren volgden deze trend. Met de relatief kleine dataset van de onderzochte zeekleimeren is geen goede trendanalyse te verrichten. Wel vallen een aantal veranderingen op grond van waarden van individuele meren op: het doorzicht is in een aantal Friese meren en meren in Flevoland duidelijk verbeterd (bijvoorbeeld in de periode 1990-2009 van 0,5 tot 1,0 m in Bovenwater, en 0,3 tot 0,45 m in enkele Friese meren). In enkele meren in Zuid-Holland is het doorzicht echter verslechterd. In de overige meren blijft het zicht ongeveer gelijk. De chlorofyl-a-concentratie is sinds de jaren '80 in de meeste Friese zeekleimeren en enkele Zeelandse zeekleimeren lager geworden. In veel meren fluctueert de concentratie echter zo sterk van jaar tot jaar dat er in de datasets geen duidelijke trend in chlorofyl te zien is. De fosforconcentratie vertoont sinds de jaren '80 een duidelijke afname in veel zeekleimeren (vaak een daling van gemiddeld 1 tot 2 mg P/L). Enkele meren vertonen echter geen verbetering. Ook voor stikstof geldt dat de concentraties in veel van de meren (iets) afgenomen zijn (in veel zeekleimeren een daling van 1 tot 3 mg N/L), maar dat dit niet voor alle meren geldt. Duidelijk zichtbaar is de verzoeting van een aantal nieuwe zeekleimeren. De meren in Flevoland zijn in 1968 in de huidige vorm ontstaan na de inpoldering. Het Hondshalstermeer in Groningen is rond 1980 aangelegd. Vanaf de jaren negentig is een daling van de chlorideconcentratie van 300 naar 100 mg Cl/L zichtbaar in de meren in Flevoland en een daling van 700 naar 200 mg Cl/L in het Hondshalstermeer. Aanvankelijk waren deze meren waarschijnlijk (zwak) brak, maar onder invloed van het zoete oppervlaktewater zijn deze in de loop van de tijd sterk verzoet. Delen van de Nollenkreek werden het afgelopen decennium minder zout. Alleen in de plas Welvliet trad juist verzilting of verbrakking op. Deze plas ging van circa 250 mg Cl/l in 2000 naar circa 850 mg Cl/l in 2009.

5.2.4 Verschillen tussen zoete en brakke zeeleimeren

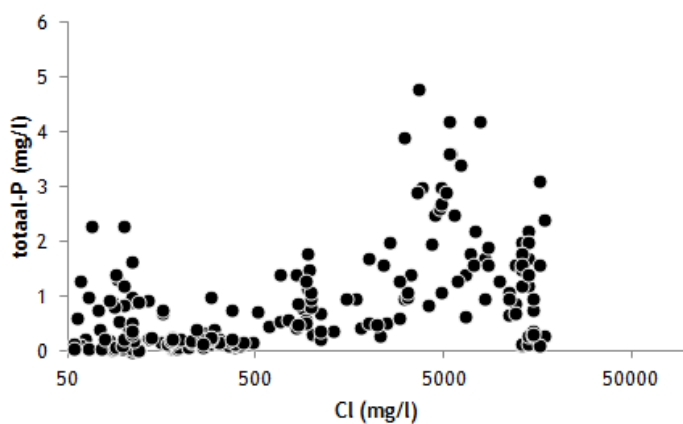
In de meren die in Flevoland verzoet zijn (in mindere mate ook in het Hondshalstermeer) zijn de chlorofylconcentraties afgenomen en is het doorzicht toegenomen. Dit is niet noodzakelijkerwijs het gevolg van de verzoeting. Deze trend was namelijk in dezelfde periode ook in zoete meren waarneembaar. In het Welvliet, dat van zoet naar licht brak veranderde, namen de nutriëntenconcentraties, en daarmee ook de chlorofylconcentraties, echter toe. Het toch al beperkte doorzicht van circa 20 cm nam hierdoor zelfs nog verder af naar slechts 10 cm.

In de brakkere meren zijn de zomergemiddelde fosforconcentraties significant hoger dan in de zoete zeeleimeren op basis van correlatie (afbeelding 5.6). De stikstofconcentraties zijn niet significant verschillend (afbeelding 5.5). Wel komen de hoogste metingen voor zowel totaal-stikstof en totaal-fosfor voor in brakke meren. De laagste concentraties totaal-stikstof werden echter juist ook in zoete meren gemeten. In het OBN-onderzoek naar verbrakking in het laagveen- en zeeleilandschap (van Dijk et al., in prep) werden experimenteel op korte termijn lagere stikstof- en fosforconcentraties gemeten in behandelingen met brak water. Dit effect van brak water hangt mogelijk samen met een verhoogde denitrificatie, lagere afbraaksnelheden en/of met het neerslaan van fosfor met calcium. Van wateren met een ijzerrijke bodem die langdurig brak of zout zijn, is echter ook bekend dat veel bindingsplaatsen voor fosfaat al bezet zijn met sulfide, waardoor de beschikbaarheid van fosfaat juist kan toenemen tijdens verbrakking. Ook ammonium wordt minder goed gebonden in brakke meren vanwege de competitie tussen natrium en ammonium op het kationadsorptiecomplex. Dit ammonium kan na nitrificatie en denitrificatie wel naar de atmosfeer verdwijnen. De relatie in afbeeldingen 5.5 en 5.6 is echter niet noodzakelijk een causaal verband. Inlaat, inspoeling en de historische belasting van de meren speelt in deze dataset waarschijnlijk een grote rol. Uit de dataset wordt in elk geval wel duidelijk dat in zowel zoete als in brakke zeeleimeren lage nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater voorkomen.

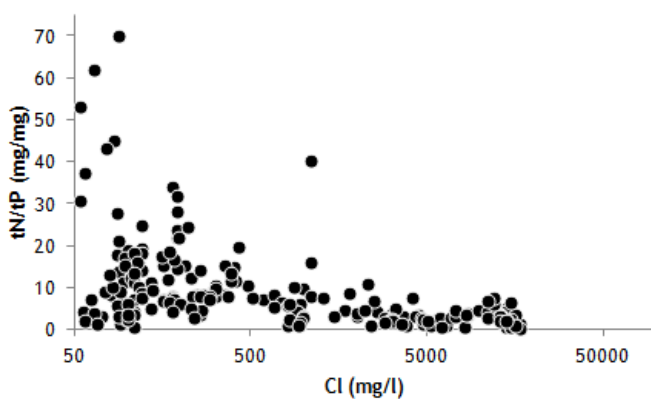
De zoete en brakke meren verschillen in N/P-verhouding van het oppervlaktewater. In brakkere meren ligt de N/P-verhouding over het algemeen lager, boven circa 2300 mg Cl/l bleek de verhouding inderdaad beneden 10 mg/mg te liggen waarbij de kans groot is dat stikstof sturend is voor algengroei. In enkele brakke meren is zowel de stikstof- als de fosforconcentratie hoog, hier zijn de nutriëntenconcentraties waarschijnlijk niet limiterend en kunnen andere factoren limiterend zijn voor algengroei (afbeelding 5.7). In zoete en licht brakke wateren kwamen echter zowel (zeer) hoge N/P-verhoudingen als lage N/P-verhoudingen voor. Gedurende het seizoen schommelen de concentraties regelmatig (zie ook afbeelding 5.4). Op grond van deze data lijken zowel P als N belangrijke sturende nutriënten voor algenbloei in zoete tot licht brakke leimeren te zijn.



Afbeelding 5.5 Zomergemiddelde concentratie totaal-N in het laatste meetjaar van de geselecteerde zeekleimeren uitgezet tegen de chlorideconcentratie. De chlorideconcentratie is op logaritmische schaal weergegeven.

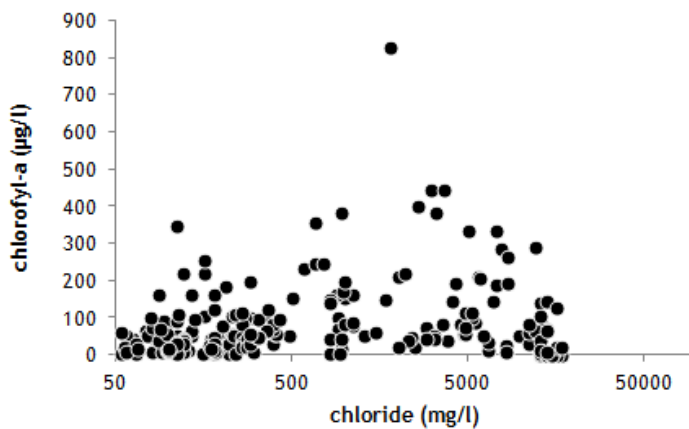


Afbeelding 5.6 Zomergemiddelde concentratie totaal-P in het laatste meetjaar van de geselecteerde zeekleimeren uitgezet tegen de chlorideconcentratie. De chlorideconcentratie is op logaritmische schaal weergegeven.



Afbeelding 5.7. Verhouding tussen zomergemiddeld totaal-N en totaal-P in het laatste meetjaar van de geselecteerde zeekleimeren uitgezet tegen de chlorideconcentratie. De chlorideconcentratie is op logaritmische schaal weergegeven.

Hoge chlorofyl-a-concentraties ($> 100 \mu\text{g/l}$) kwamen zowel in zoete als in brakke wateren voor (afbeelding 5.8). Het is bekend dat sommige soorten algen en blauwalgen niet tegen zout water kunnen. Andere fytoplanktonsoorten zijn echter juist aangepast aan brakke tot zoute omstandigheden. In de onderzochte zeekeimeren blijkt de zomergemiddelde chlorofyl-a concentratie niet of nauwelijks hoger in brakke dan in zoete meren. Dit terwijl er in de brakke meren wel sprake was van significant hogere totaal fosfor concentraties. Een mogelijke remming van algengroei door chloride blijkt in ieder geval niet uit de dataset (afbeelding 5.8). Of er sprak is van een remming door andere factoren is niet duidelijk. Ook voedselwebprocessen kunnen een rol spelen, maar dit kan niet met de dataset onderzocht worden.



Afbeelding 5.8 Concentratie chlorofyl-a in het zomerhalfjaar in het laatste meetjaar van de geselecteerde zeekeimeren als functie van de chlorideconcentratie. De chlorideconcentratie is op logaritmische schaal weergegeven.

5.2.5 Biotische data van de waterbeherende organisaties

Bij de waterbeheerders werden meetgegevens van macrofyten, vis en macrofauna verzameld. De data voor macrofauna bleken niet representatief te zijn voor de bentische macrofauna in de meren. Veel bemonsteringen zijn langs de oever uitgevoerd. Daardoor wijken deze sterk af van bemonsteringen van de waterbodem van de onderzochte meren. Voor dit onderzoek is vooral de relatie tussen de productiviteit en diversiteit van de macrofauna in het slib als de kwaliteit van het slib van belang. Om deze relatie te onderzoeken zijn binnen het onderzoek macrofaunamonsters van het slib genomen. De resultaten van dit onderzoek worden besproken in paragraaf 5.3. Van 28 meren waren vegetatie-opnames beschikbaar. Een deel van de data werd direct door de waterschappen geleverd. Een ander deel is verkregen uit de databank Limnodata. De vegetatieopnames verschillen onderling waarschijnlijk sterk in methodiek. Het is daarom niet met zekerheid te zeggen hoe nauwkeurig de ondergedoken vegetatie (opharken) in de meren is geïnventariseerd, Voor de oevers geldt dat vast omschreven aantal meters van de oever wordt geïnventariseerd en dat dit een representatief beeld oplevert. Door de verschillende beheerders zijn verschillende methoden voor het vastleggen van vegetatie gebruikt (Tansley, Braun-Blanquet,

bedekkingspercentage). In Bijlage II is daarom alleen de aanwezigheid aangegeven en niet de abundantie.

Waterplanten

De zeekleimeren zijn in het algemeen arm aan ondergedoken hogere planten. In het laatste inventarisatiejaar werden in 2/3 van de zeekleimeren geen submerse hogere waterplanten aangetroffen. Doorgegroeid fonteinkruid (*Potamogeton perfoliatus*) is het enige grote fonteinkruid dat is aangetroffen in de onderzochte zeekleimeren. Deze soort kwam alleen in het Bovenwater voor. Klein fonteinkruid (*P. berchtoldii*), een soort van voedselarm water, zou eenmaal zijn aangetroffen in de Pleisterplas. Het is echter goed mogelijk dat deze soort verward is met Tenger fonteinkruid (*P. pusillus*). Deze soort is namelijk bij de volgende inventarisatie aangetroffen en komt voor in voedselrijker water. Stomp fonteinkruid (*P. obtusifolius*), een soort van matig voedselrijk water, is eenmaal aangetroffen in het Bovenwater in 2006. Kleine fonteinkruiden van voedselrijk water (Gekroesd fonteinkruid, Schedefonteinkruid en Tenger fonteinkruid) komen wat meer voor. Schedefonteinkruid (*P. pectinatus*), het fonteinkruid dat over het algemeen het voedselrijkst voorkomt en nog redelijk troebele of brakke omstandigheden aankan, is in 11 van de 28 meren eenmaal of vaker aangetroffen. De soort kwam in de meest recente meetjaren nog voor in de Nollenkreekplas, het Bovenwater, het Kraaiennest, de Oranjeplas, het Dijkwater Zuid, de Bruintjeskreek en Kleine Polle (6 van de 28 meren). In een aantal Zeeuwse meren kwamen Snavel- en Spiraalruppia voor (Bruintjeskreek, Flauwersinlaag, Goese Meer en Weversinlaag). Beide soorten zijn zeldzaam in Nederland. Noemenswaardig is verder Zilte waterranonkel (*Ranunculus baudotii*) die in de Oranjeplas voorkwam in de jaren '90. Recenter is de soort niet meer aangetroffen. Zanichellia, een soort van voedselrijk zoet tot brak water, kwam voor in het Bovenwater, het Kraaiennest, de Oranjeplas en de Bruintjeskreek. De in Nederlandse wateren algemeenste submerse soorten Smalle waterpest (*Elodea canadensis*) en Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) werden alleen aangetroffen in het Welvliet, het Kraaiennest, de Pleisterplas, de Oranjeplas en het Bovenwater.

Kranswieren komen voor in het Bovenwater (waarschijnlijk alleen *Chara vulgaris*) met een vrij hoge bedekking. *Chara vulgaris* is ook eenmalig aangetroffen in de Pleisterplas. In de Oranjeplas kwamen in de jaren '90 veelvuldig kranswieren voor. Naast *Chara vulgaris* waren dit *Chara aspera*, *Chara canescens* en *Chara contraria*, soorten van hard en vaak wat brakker water. Tijdens de opnamen in 2002 en 2008 werden geen kranswieren meer aangetroffen in de Oranjeplas.

Aan wieren zijn verder het voorkomen van Nopjeswier (*Vaucheria spec*) in het Kraaiennest, Welvliet en Kleine Polle en het voorkomen van Rood hoorntjeswier (*Ceramium rubrum*) in het Goese Meer noemenswaardig.

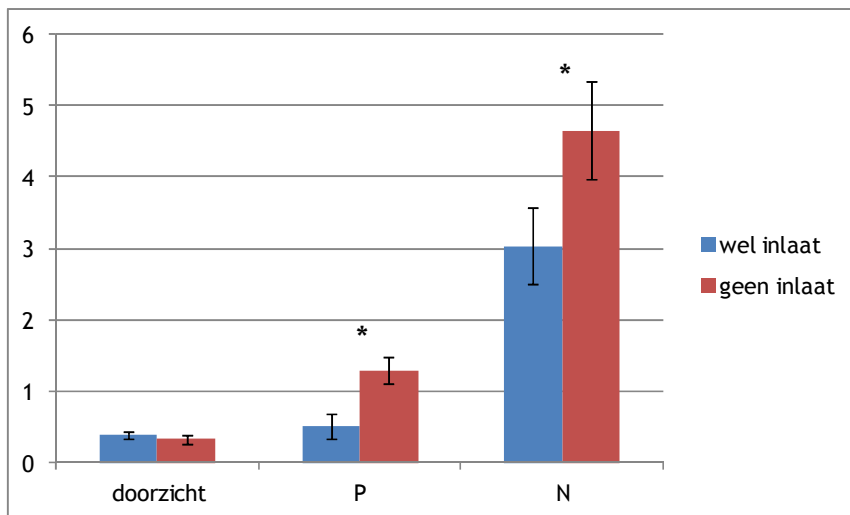
Oeverplanten

Langs alle zeekleimeren kwamen helofyten, zoals Riet, Heen, Grote en Kleine Lisdodde met hoge bedekkingen voor. De meeste aangetroffen oeversoorten waren zeer algemene soorten. Bijzonderheden betroffen de vondst van Grote boterbloem (*Ranunculus lingua*) op de oevers van Plas Prinsenbos en van Moerasvaren (*Thelypteris palustris*) en Dotterbloem (*Caltha palustris*) op de oevers van het Pikmeer en de Krentenplas in Friesland.

5.2.6 Beheer

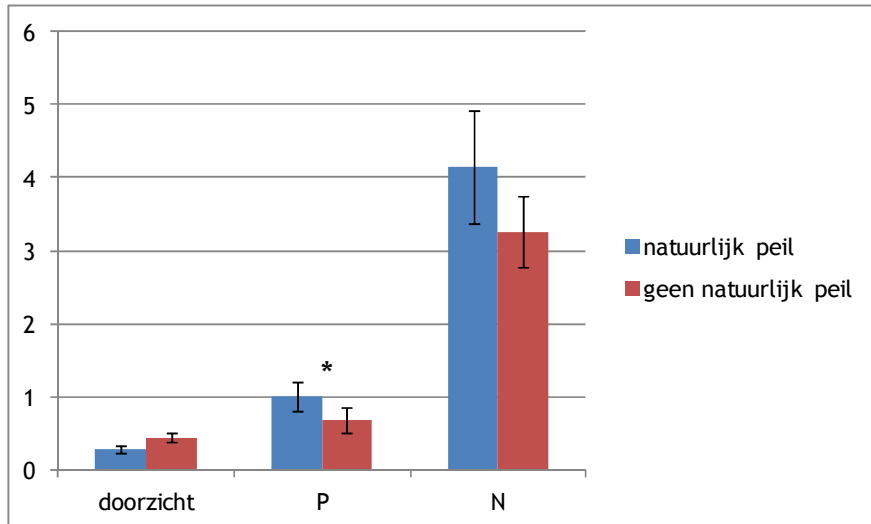
In de enquête over het beheer en de inrichting van zeekleimeren is onder meer gevraagd naar de inlaat van water, landbouwinvloed, maaibeheer, aanwezigheid van natuurlijke oevers en peilbeheer (Bijlage I).

Als er water wordt ingelaten, kan dit water zowel van betere als van slechtere kwaliteit zijn dan het gebiedseigen water. Uit de dataset bleek dat in de onderzochte zeekleimeren de inlaat van water een positief effect heeft op de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Zowel de zomergemiddelde concentraties van N als van P waren significant lager in de meren waar water werd ingelaten (afbeelding 2.13) dan in meren waar geen inlaat plaatsvond. Waarschijnlijk wordt dit veroorzaakt door een betere kwaliteit van het inlaatwater in combinatie met hoge inlaatdebieten (en dus korte verblijftijden). In de afgelopen decennia is er meer aandacht gekomen voor de kwaliteit van inlaatwater. Het Bovenwater in Flevoland ontving bijvoorbeeld jarenlang nutriëntenrijk, binnendijks water. Sinds 2004 wordt er echter water uit het Markermeer als inlaatwater gebruikt. Het doorzicht is daarna toegenomen van circa 40 cm naar circa 80 cm.



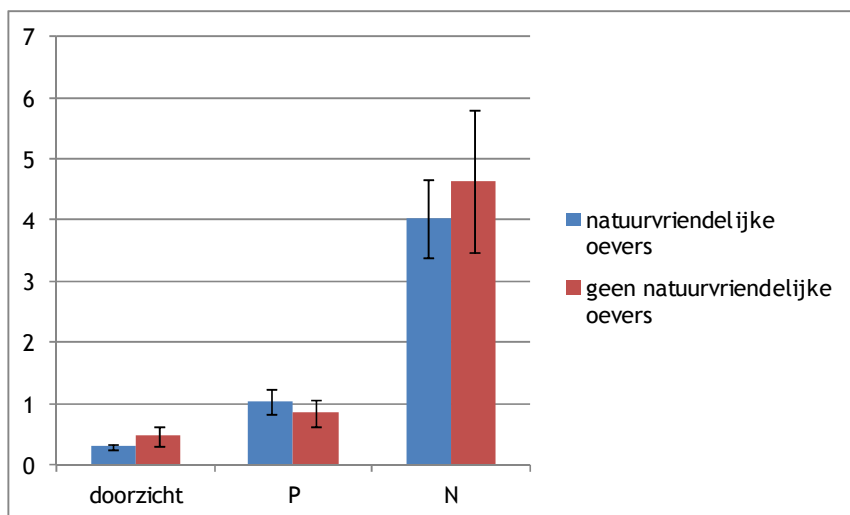
Afbeelding 5.9 Gemiddelden van het zomerhalfjaar van het meest recente meetjaar van doorzicht (m), totaal-P (mg/l) en totaal N (mg/l) bij zeekleimeren met wel en geen inlaat van oppervlaktewater. Foutbalken geven de standaardfout weer. Sterretjes geven significante verschillen weer.

Natuurlijk peilbeheer bleek een negatief effect te hebben op de P-concentratie van het oppervlaktewater (afbeelding 5.10). Hier zijn verschillende verklaringen voor. Ten eerste betekent een natuurlijk peilbeheer dat het waterpeil 's zomers uit mag zakken. Er wordt dan geen water ingelaten, waardoor de verblijftijd langer wordt en er meer uitwisseling met de bodem plaatsvindt. Er is dan minder aanvoer van water met een betere kwaliteit. Ten tweede kunnen plassen met uitzakkend water aantrekkelijk zijn voor vogels, die via uitwerpselen voor eutrofiëring kunnen zorgen. De Starrevaartspas in Zuid-Holland is zo'n plas. De plas is speciaal ingericht als vogelplas en mag daarom 's zomers gedeeltelijk droogvallen. De plas trekt grote aantallen vogels aan.

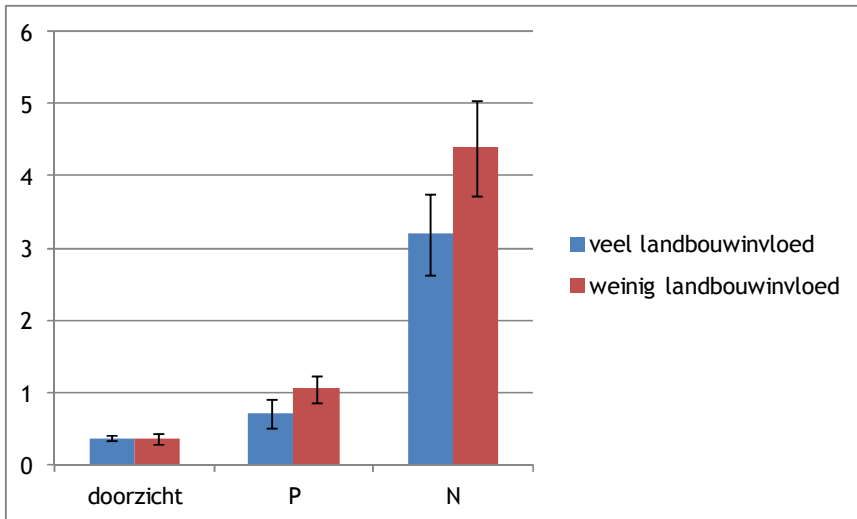


Afbeelding 5.10 Gemiddelden van het zomerhalfjaar van het meest recente meetjaar van doorzicht (m), totaal-P (mg/l) en totaal N (mg/l) bij zeekleimeren met en zonder natuurlijk peilbeheer. Foutbalken geven de standaardfout weer. Sterretjes geven significante verschillen weer.

Natuurvriendelijke oevers zorgen voor een meer geleidelijke overgang van water en de oever. Hierdoor is meer interactie mogelijk tussen oever en water in vergelijking met harde of beschoeide oevers. Ook kunnen helofyten, mits ze een groot oppervlak bedekken, een bijdrage leveren aan de opname en dus het vastleggen van nutriënten. Ondiepe oevers vormen tevens een geschikt milieu voor gekoppelde nitrificatie en denitrificatie. In de dataset van de zeekleimeren bleek er echter geen significant effect te bestaan van de aanwezigheid van natuurvriendelijke oevers op nutriëntenconcentraties of doorzicht (afbeelding 5.11). Ook voor landbouwinvloed werd geen significant effect gevonden (afbeelding 5.12).



Afbeelding 5.11 Gemiddelden van het zomerhalfjaar van het meest recente meetjaar van doorzicht (m), totaal-P (mg/l) en totaal N (mg/l) bij zeekleimeren met en zonder natuurvriendelijke oevers. Foutbalken geven de standaardfout weer.



Afbeelding 5.12. Gemiddelden van het zomerhalfjaar van het meest recente meetjaar van doorzicht (m), totaal-P (mg/l) en totaal N (mg/l) bij zeekleimeren met veel en weinig landbouwinvloed. Foutbalken geven de standaardfout weer.

5.3 Biologische productiviteit waterbodems

In deze paragraaf wordt de voorkomende benthische macrofauna en vis in de zeekeimeren beschreven. Aan de hand hiervan wordt bekeken welke parameters sturend blijken te zijn op het voorkomen van deze fauna. De nadruk wordt gelegd op benthische macrofauna en de productiviteit van deze groep in relatie tot bodem- en waterchemie.

5.3.1 Benthische macrofauna

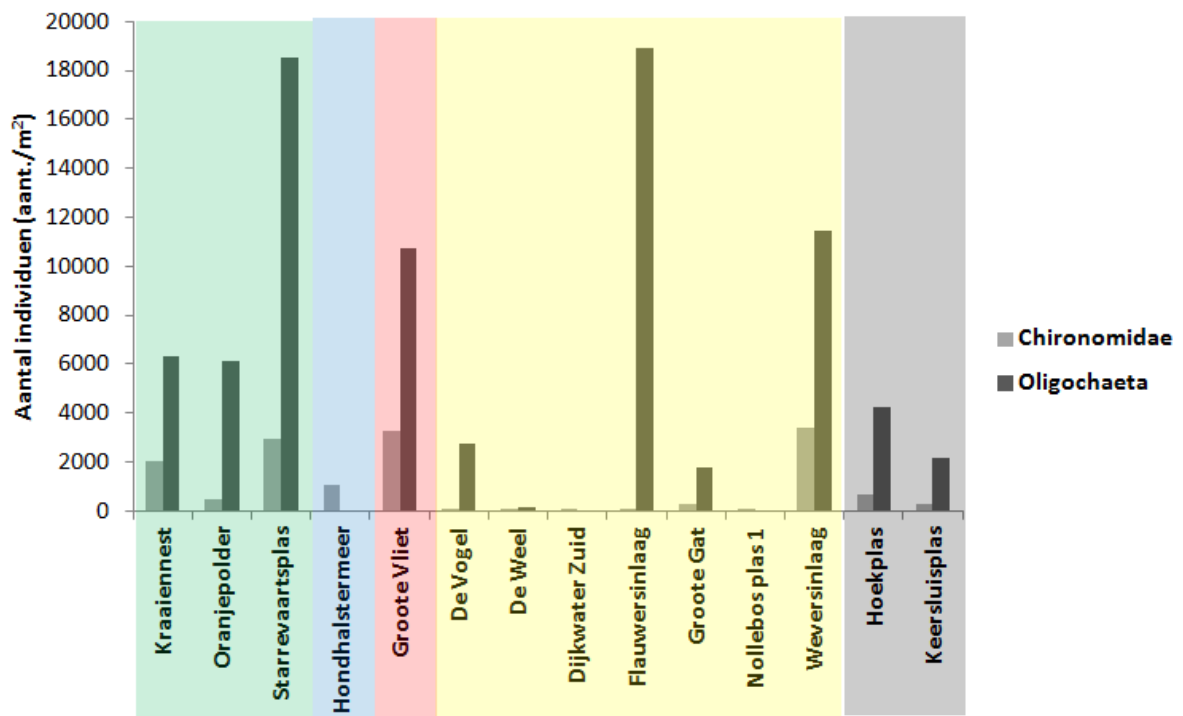
In de waterbodems van de 15 op benthische macrofauna bemonsterde zeekeimeren zijn hoofdzakelijk muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*) aangetroffen (tabel 5.2).

Tabel 5.2 De in de bovenste 15 cm van de zeekeimeerbodems aangetroffen benthische macrofauna, onderverdeeld in taxonomische ordes. Weergegeven in aantal individuen (per m² bodem) en in biomassa (gram drooggewicht per m² bodem). Vanwege een praktische fout tijdens de bemonstering is het meer Prinsenbos niet weergegeven in deze tabel.

	<i>Chironomidae</i>		<i>Oligochaeta</i>		<i>Polychaete</i>		<i>Ceratopogonidae</i>		<i>Bivalvia</i>		<i>Mollusca</i>		<i>Crustacea</i>	
	aantal	biomassa	aantal	biomassa	aantal	biomassa	aantal	biomassa	aantal	biomassa	aantal	biomassa	aantal	biomassa
	n/m ²	g DW/m ²	n/m ²	g DW/m ²	n/m ²	g DW/m ²	n/m ²	g DW/m ²	n/m ²	g DW/m ²	n/m ²	g DW/m ²	n/m ²	g DW/m ²
Hondhalstermeer	1058	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Groote Vliet	3288	69	10712	119	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0
Weeversinlaag	3423	11	11423	51	558	9	0	0	481	655	0	0	24712	109
Flauwersinlaag	19	2	18885	127	2846	128	0	0	0	0	192	0	0	0
Dijkwater Zuid	104	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Starrevaartsplas	2923	7	18500	124	0	0	38	0	0	0	115	0	0	0
Oranjepolder	500	10	6115	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
De Vogel	77	9	2750	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nollebos plas 1	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
De Weel	96	11	173	1	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0
Groote Gat	288	34	1808	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kraaiennest	2010	57	6346	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hoekplas	673	79	4212	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Keersluisplas	269	32	2135	14	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0

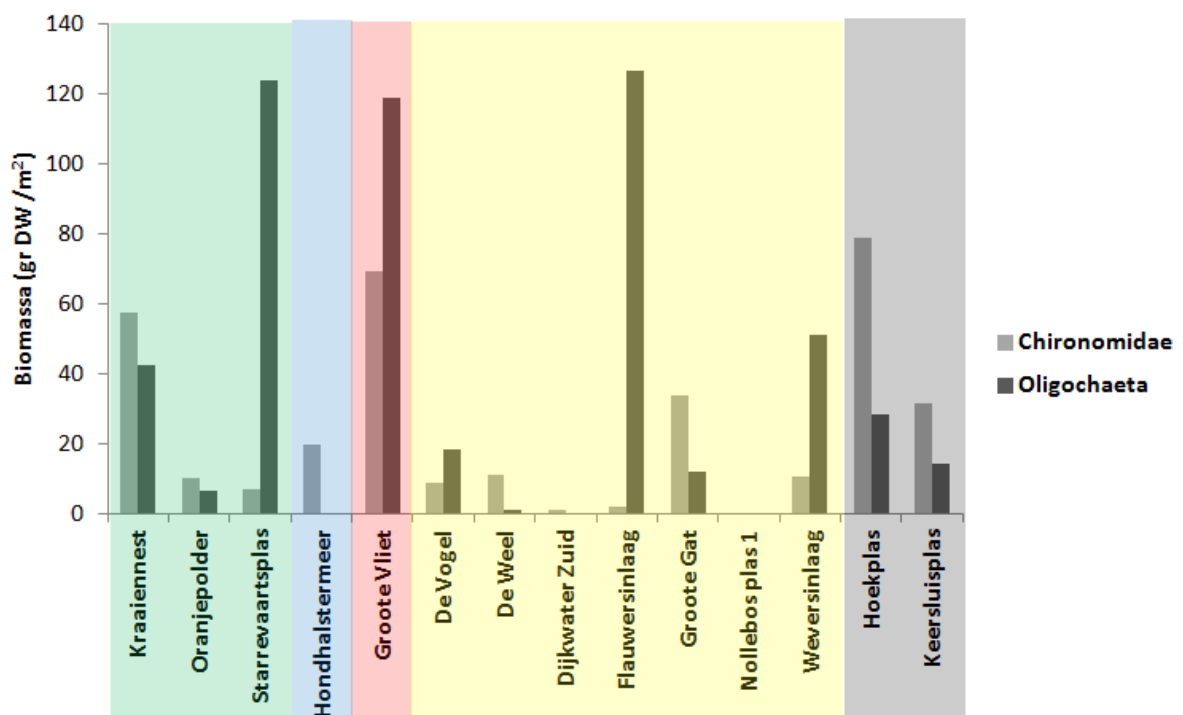
In drie zeekeimeren zijn naast muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*) andere taxonomische groepen van benthische fauna aangetroffen. In de Flauwersinlaag en Weeversinlaag zijn naast borstelwormen *Oligochaeta* ook zaggers (*Nereis sp*) in grote aantallen aangetroffen. Ook zijn in deze brakke inlagen grote aantallen weekdieren (*Mollusca*) (waaronder tweekleppige (*Bivalvia*)) en kreeftachtige (*Crustacea*) aangetroffen. Naast deze twee brakke inlagen zijn er in de Starrevaartsplas, Groote Vliet en in de Keersluisplas enkele individuen van tweekleppige aangetroffen.

Dichtheden van voorkomende soortgroepen verschillen sterk tussen de zeekeimeren (aantal individuen per taxonomische groep per m² weergegeven in afbeelding 5.13).



Afbeelding 5.13 Het aantal individuen muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*) per m² bodem. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

In afbeelding 5.14 is voor de zeekeimeren de aangetroffen hoeveelheid *Chironomidae* en *Oligochaeta* weergegeven in gram drooggewicht per vierkante meter.



Afbeelding 5.14 De biomassa (gram drooggewicht per m²) van muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*). In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

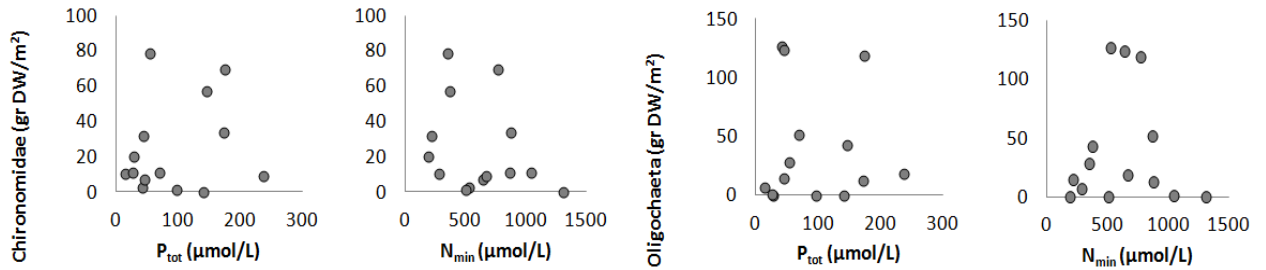
Zowel op basis van aantallen individuen per m² als biomassa per m² verschilt de voorkomende benthische macrofauna sterk tussen de zeekeimeren. Zowel de totale biomassa van taxonomische groepen verschilt maar ook de gemiddelde biomassa per individu kan sterk verschillen. In enkele zeekeimeren zijn, in vergelijking met de andere bemonsterde zeekeimeren, muggenlarven en/of borstelwormen aangetroffen in relatief grote aantallen. Het gaat hierbij om de Groote Vliet, Weversinlaag, Starrevaartsplas, Oranjepolder, Groote Gat, Kraaiennest, Hoekplas en Keersluisplas. Op basis van voorkomende biomassa blijkt dat in Groote Vliet, Kraaiennest en de Hoekplas een relatief hoge biomassa van beide taxonomische groepen werd aangetroffen. In enkele zeekeimeren, zoals het Hondshalstermeer, Dijkwater Zuid, Nollebos en de Weel, is weinig benthische macrofauna (aantallen en biomassa) aangetroffen. Op basis van biomassa domineren in enkele zeekeimeren de muggenlarven (Hondshalstermeer, Kraaiennest, Groote Gat, De Weel, Hoekplas en Keersluisplas) en in enkele zeekeimeren de borstelwormen (Groote Vliet, Wevers inlaag, Flauwersinlaag, Starrevaartsplas en de Vogel).

5.3.2 Relatie bodemchemie en benthische macrofauna

Nutriënten

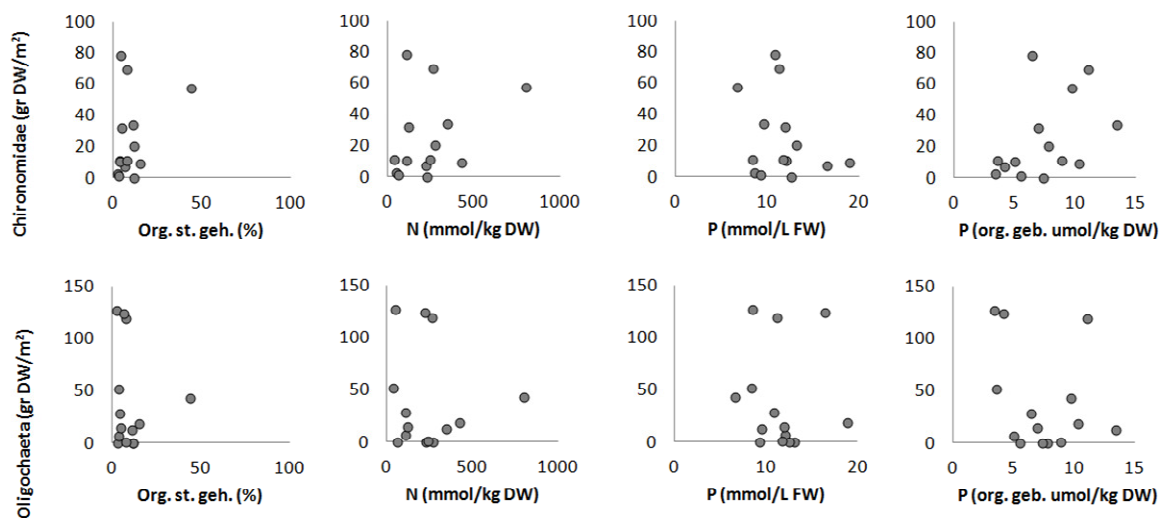
Om de sturende factoren van bodemchemische parameters op benthische macrofauna in zeekeimeren te achterhalen, is gezocht naar eventuele correlaties tussen bodemchemische parameters van de bodems en de aangetroffen biomassa *Chironomidae* en *Oligochaeta*. De chemische parameters zijn niet altijd direct sturend op de voorkomende benthische macrofauna. Chemische parameters kunnen echter wel direct van invloed zijn op de productie van primaire producenten zoals micro-organismen en algen. Deze vormen weer een voedselbron voor de benthische macrofauna, welke op hun beurt weer een voedselbron voor benthivore vissen kunnen zijn. De aangetroffen benthische macrofauna, grotendeels bestaande uit muggenlarven en borstelwormen, zijn hoofdzakelijk benthische detritivoren. Deze organismen kunnen een hogere biomassa-productie bereiken wanneer de productie van benthische algen en micro-organismen, hun voornaamste voedselbron, hoog is.

De in het bodemporiewater gemeten fosfor- en mineraal stikstofconcentraties laten geen duidelijk verband zien met de biomassa van de voorkomende benthische macrofauna (afbeelding 5.15). Een groot deel van de in de bodem aanwezige nutriënten zijn ook niet beschikbaar voor organismen aangezien ze chemisch te sterk gebonden zijn. In paragraaf 5.4 wordt dieper ingegaan op het verband tussen de chemische samenstelling van de waterbodem en het oppervlaktewater.



Afbeelding 5.15 De fosfor- en mineraal stikstofconcentratie in het poriewater uitgezet tegen biomassa van muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*).

Er is dus geen significante correlatie gevonden tussen de totale nutriëntenconcentraties in de bodem en de voorkomende benthische macrofauna. De aangetroffen benthische macrofauna blijkt dus niet gestuurd te worden door totaal fosfor-, stikstofconcentraties en het organisch stof gehalte in de bodem (afbeelding 5.16). Organisch fosfor (uit organische stof) in de bodem kan een indicatie zijn voor de productie van primaire producenten (micro-organismen en benthische algen, of hogere planten in het water en op de oever). Door het afsterven en bezinken van deze organismen neemt het aandeel organisch fosfor toe. Hogere organisch fosforconcentraties in waterbodems kunnen dus duiden op een verhoogde productiviteit van het systeem waarbij via deze weg P uit de waterlaag wordt vastgelegd in de organische bodemfractie. Een verhoogde productie van primaire producenten kan ook een grotere voedselbron voor benthische macrofauna betekenen. Hoewel er wel een trend is te bestaan tussen organisch fosfor in de bodem en de biomassa chironomidae in de zeekleimeerbodem is er geen significante lineaire correlatie (afbeelding 5.16). Voor de borstelwormbiomassa is hier geen trend gevonden. Ook nutriëntratio's in de bodem zoals koolstof:stikstof en koolstof:fosfor ratio's in de bodem blijken geen relatie te vertonen met de aangetroffen biomassa van benthische macrofauna. Samengevat blijken nutriëntconcentraties in de waterbodem en het poriewater geen duidelijk verband te vertonen met voorkomende benthische macrofauna in zeekleimeren.

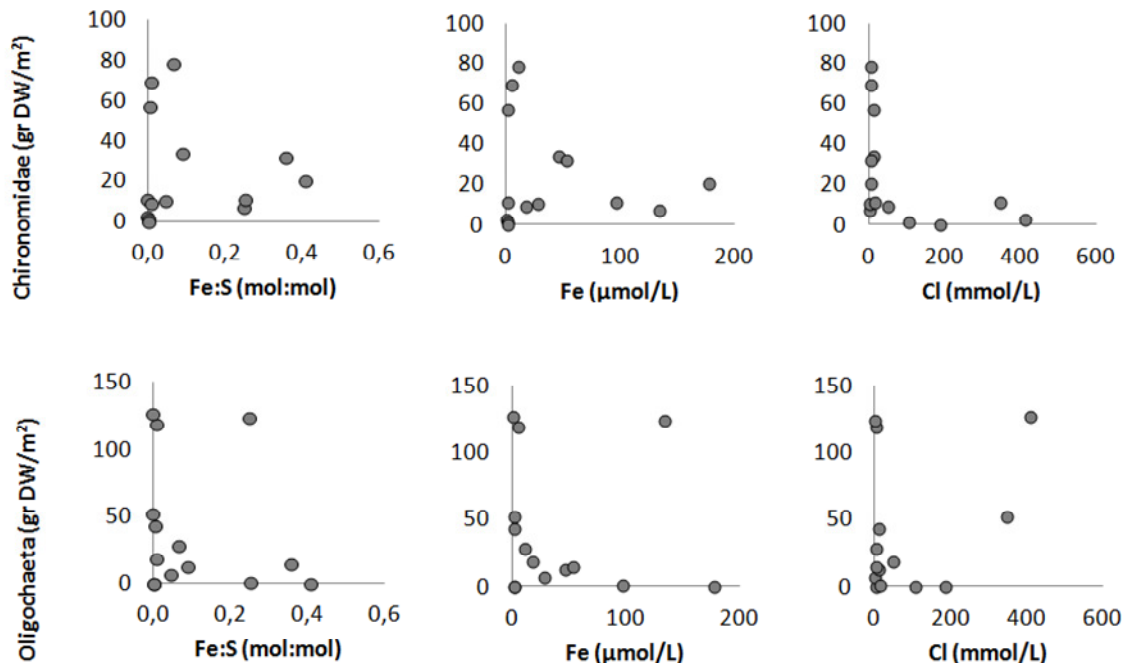


Afbeelding 5.16 Het organisch stofgehalte, de totaal fosfor- en stikstofconcentratie in de bodem en het organisch gebonden fosfor in de

bodem uitgezet tegen biomassa van muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*).

Toxiciteit

Naast de nutriëntenconcentraties van waterbodems kunnen ook vele andere bodemchemische parameters het voorkomen van benthische macrofauna beïnvloeden. Ook fysiologische stress kan sturend zijn voor de benthische macrofauna en productiviteit van zeekleimeren. Door fysiologische stress kan het voorkomen van benthische macrofauna geremd worden onder zowel nutriëntarme als nutriëntrijke condities. In afbeelding 5.17 zijn concentraties in het poriewater van de bodem, voor elementen die potentieel toxisch kunnen zijn, uitgezet tegen de biomassa van de in het veld aangetroffen benthische muggenlarven en borstelwormen. Metalen zoals aluminium en zink zijn in dermate lage concentraties in het poriewater aanwezig dat deze zeer waarschijnlijk geen toxische effecten veroorzaken.



Afbeelding 5.17a De totaal ijzer- en chlorideconcentratie in het bodem poriewater en ijzer:totaal zwavel ratio in de bodem uitgezet tegen de biomassa van muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*).

Uit afbeelding 5.17a blijkt dat in de bemonsterde zeekleimeren een correlatie blijkt te bestaan tussen de biomassa van muggenlarven en ijzer- en chlorideconcentraties in het poriewater. Bij hogere chloride- of ijzerconcentraties zijn lagere muggenlarfbiomassa's aangetroffen.

Ook in waterbodems met een toenemende totaal ijzer:totaal zwavel ratio van de bodem neemt de biomassa van muggenlarven af. Een hoge $Fe_{tot}:S_{tot}$ ratio duidt op hoge ijzerconcentraties en lage zwavelconcentraties. In anaërobe waterbodems met sulfaat kan door sulfaat reductie ook het toxische waterstofsulfide gevormd worden. Bij een hoge beschikbaarheid van Fe slaat dit neer als FeS , bij een lage Fe beschikbaarheid kan H_2S toxisch worden. In enkele zeekleimeerbodems met lage ijzerconcentraties en hoge zwavelconcentraties (lage $Fe:S$ ratio) is een lage biomassa aan benthische macrofauna aangetroffen. Dit zou naast zoutstress ook veroorzaakt kunnen

worden door toxiciteit van waterstofsulfide. In enkele meren is echter ook een hoge benthische macrofaunabiomassa aangetroffen bij een lage Fe:S ratio, hier lijkt de eventuele productie van giftig waterstofsulfide geen grote rol te spelen. Waterstofsulfideconcentraties in het poriewater zijn niet gemeten, maar is in enkele meren tijdens het bemonsteren van de bodem wel geroken.

Zoutstress voor muggenlarven is goed onderzocht. Bervoets *et al.* 1996, Postma *et al.* 2002 en Hassell *et al.* 2006 melden stresseffecten op muggenlarven bij stijgende saliniteit. De ontwikkeling van muggenlarven neemt af bij chlorideconcentraties vanaf 40 mmol Cl/L (ongeveer 1,4 g Cl/L) en de ontwikkeling stopt boven de 150 mmol Cl/L (ruim 5 g Cl/L) (Hassell *et al.* 2006). Ook Postma *et al.* 2002 komen met vergelijkbare chlorideconcentraties. In dit onderzoek zijn er geen locaties met een hoge muggenlarfbiomassa aangetroffen boven de 50 mmol Cl/L (afbeelding 5.17a). Toxiciteit van zout op muggenlarven verschilt per levensstadia. In jongere levensstadia zijn muggenlarven (evenals veel andere benthische macrofauna soorten) gevoeliger voor zoutstress dan in latere levensstadia (Postma *et al.* 2002, Kefford *et al.* 2007). Ook bij hogere ijzerconcentraties in het poriewater zijn lagere muggenlarf biomassa's aangetroffen (afbeelding 5.17a).

Hoge ijzerconcentraties lijken de benthische fauna te remmen. Dit duidt erop dat ijzer mogelijk sturend kan zijn voor de biomassa ontwikkeling van Chironomidae. IJzertoxiciteit op aquatische ongewervelden in waterbodems (waaronder muggenlarven) is voor meerdere systemen beschreven (Rasmussen *et al.* 1988, Postma *et al.* 1995). De tolerantie van muggenlarven in vergelijking met andere benthische macrofauna is vrij hoog. Rasmussen (*et al.* 1988) melden dat pas bij hoge ijzerconcentraties de biomassa van muggenlarven afneemt en Postma (*et al.*, 1995) melden een afname in ontwikkeling bij concentraties waarbij ijzer precipiteert. Onder veldcondities hebben veel van de eerder beschreven processen interactie met elkaar. Hoge ijzerconcentraties gaan vaak samen met een lage fosforbeschikbaarheid. Lage ijzerconcentraties gaan juist vaak samen met hoge chloride- en zwavelconcentraties, met o.a. mogelijke waterstofsulfidevorming. Op basis van de momentopname van benthische macrofauna en bodemchemische eigenschappen kan de invloed van verschillende factoren niet afzonderlijk verklaard worden. Waarschijnlijk speelt met name de zoutconcentratie (combinatie zout stress, hoge zwavelconcentratie en lage fosforbeschikbaarheid) een belangrijke rol bij het voorkomen van muggenlarven.

Op basis van de biomassa van borstelwormen in zeeleimeren zijn deze verbanden minder duidelijk dan voor de muggenlarven. Er zijn enkele zeeleimeren waar ondanks de relatief hoge ijzer- of chlorideconcentraties toch een hoge biomassa borstelwormen is aangetroffen. Zo komt er in de Starrevaartspas bij een hoge ijzerconcentratie van gemiddeld 135 $\mu\text{mol/L}$ in het bodemvocht een hoge biomassa van 124 g/m^2 voor. En zijn in de Flauwersinlaag en Weeversinlaag ondanks hoge chlorideconcentraties van boven de 300 mmol /L (10 g/l) in het bodemvocht, hoge biomassa's van borstelwormen aangetroffen. Vermoedelijk gaat het in het laatste geval om zouttolerante soorten.

Representativiteit benthische macrofaunabemonstering

Om gedegen uitspraken te doen over de afzonderlijke invloed van verschillende bodemchemische parameters op benthische macrofauna is verder onderzoek noodzakelijk. Naast de bodemchemische eigenschappen van waterbodems kunnen ook vele andere factoren het voorkomen van benthische macrofauna beïnvloeden. Zo kunnen bijvoorbeeld predatie en competitie de

uiteindelijke biomassa van benthische macrofauna sterk beïnvloeden. De in dit onderzoek uitgevoerde bemonstering van benthische macrofauna betreft een momentopname. De resultaten van deze bemonstering kunnen beïnvloed worden door bijvoorbeeld competitie. Dit betekent dat de in deze studie gepresenteerde abundantie en biomassa van benthische macrofaunagroepen niet direct de biologische productiviteit weergeeft. In het geval van een waterbodem met een hoge predatie van vis bijvoorbeeld kan er een lage benthische macrofaunabiomassa worden aangetroffen. Dit hoeft dus echter niet te betekenen dat de biologischeproductie van de waterbodem ook laag is.

5.3.4. Vissen

Van negen zeekeimeren waar binnen dit onderzoek bodemchemische gegevens verzameld zijn en van vijf meren waar benthische macrofauna gegevens van verzameld zijn, waren visstand gegevens bekend (tabel 5.3 en tabel 5.4).

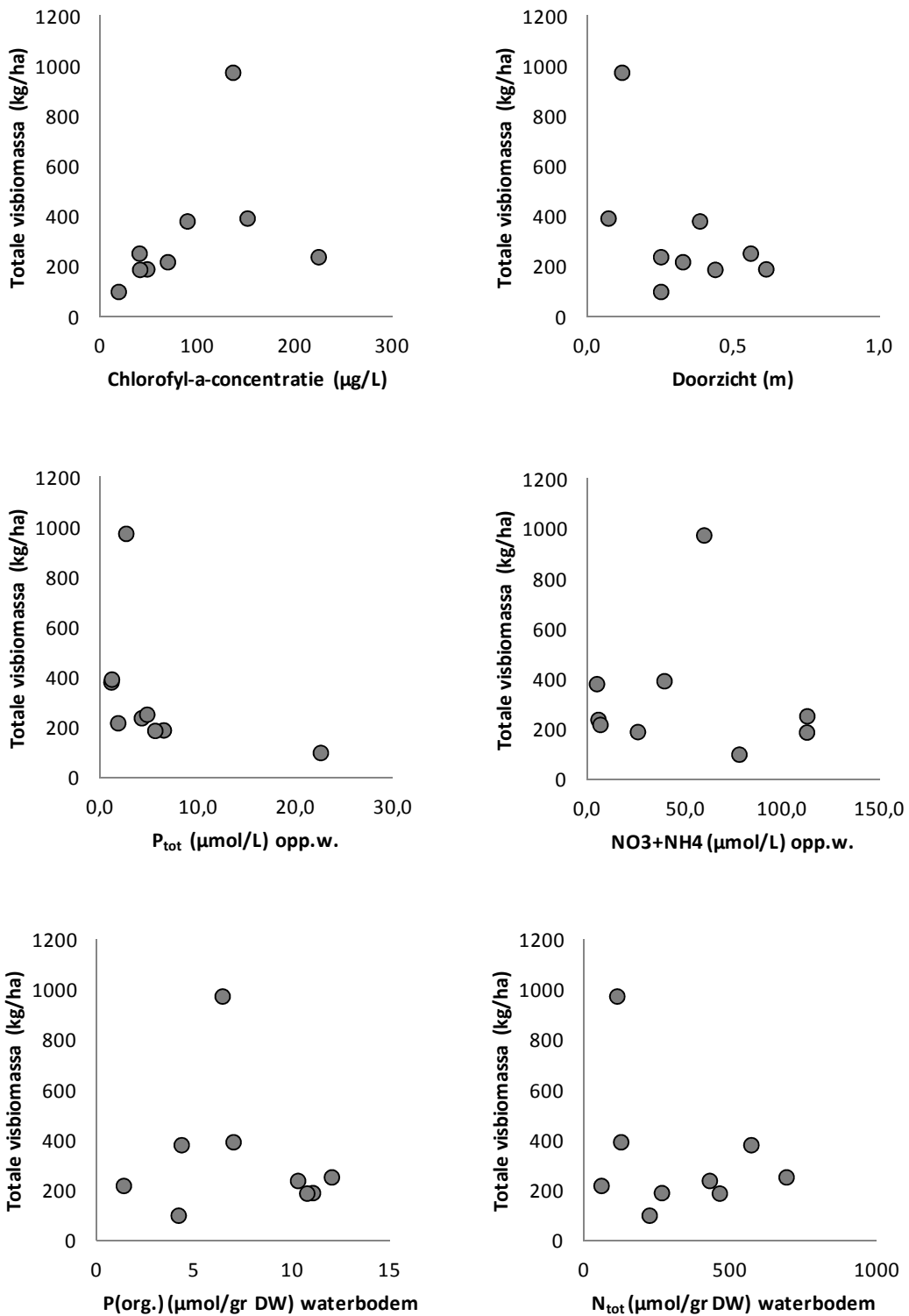
Tabel 5.3 Voorkomende vissen in biomassa (kg/ha) en ingedeeld in gilden op basis van percentage van het totaal. In deze tabel zijn de beschikbare visstandgegevens van de onderzochte meren weergegeven. In de tabel is ook het jaartal van bemonstering weergegeven.

	Meetjaar	Totaal	Eurytoop	Limnofiel	Rheofiel	Eurytoop (Snoek)
		kg/ha	%	%	%	%
Aldegeester Brekken	1998	382,5	99,9	0,0	0,0	0,1
De Vogel	2007	239,7	97,0	0,1	0,0	2,8
Groote Vliet	2010	191,2	90,7	4,9	0,3	3,2
Hoekplas	2010	976,1	99,9	0,0	0,1	0,0
Keersluisplas	2010	394,1	100,0	0,0	0,0	0,0
Kleine Vogel	2007	219,7	83,3	0,7	0,0	16,0
Pikmeer	1998	189,2	100,0	0,0	0,0	0,0
Starrevaartsplas	2009	101,0	90,4	0,3	0,0	9,3
Wijde Ee	1998	253,9	99,0	0,0	0,0	1,0

Tabel 5.4 Negen van de onderzochte zeekeimeren waar visstandgegevens van beschikbaar waren. In deze tabel is van deze meren de visbiomassa, macrofauna biomassa en enkele chemische parameters in de bodem, het poriewater en het oppervlaktewater weergegeven.

	Bentische			Vis	Bodem				Poriewater bodem					Oppervlaktewater							
	Chironomidae	Oligochaeta	Totaal	Totaal	Org. st.	N	C:N	P	P (org. geb.)	pH	Alkaliniteit	P	NO ₃	NH ₄	pH	Alkaliniteit	P	NO ₃	NH ₄	Chlorof.-a	Doorzicht
	gr/m ²	gr/m ²	gr/m ²	kg/ha	%	mmol/kg DW	%	mmol/l Fw	µmol/gr DW		meq/L	µmol/l	µmol/l	µmol/l		meq/L	µmol/l	µmol/l	µmol/l	µg/l	m
Aldegeaster Brekken				382,5	55	570,2	25,3	1,7	4,3	8,1	4,9	36,0	3,3	365,2	8,4	2,8	1,1	0,7	3,9	89,0	0,4
De Vogel	9,0	18,4	27,4	239,7	16	427,9	19,3	18,9	10,3	7,9	10,9	237,0	0,3	666,4	8,7	8,1	4,2	1,0	4,4	223,7	0,3
Groote Vliet	69,2	119,0	188,2	191,2	8	264,1	18,6	11,3	11,1	7,6	4,8	175,1	20,9	749,2	8,7	3,2	6,5	11,8	13,8	47,6	0,6
Hoekplas	78,8	28,2	107,0	976,1	4	111,3	18,8	10,9	6,4	8,0	6,7	53,9	1,6	345,3	8,2	2,8	2,6	53,2	6,4	135,8	0,1
Keersluisplas	31,5	14,3	45,8	394,1	5	124,5	16,5	12,0	7,0	7,7	6,5	45,1	1,4	217,8	8,2	2,6	1,1	29,5	9,7	150,7	0,1
Kleine Vogel				219,7	2	57,4	20,6	2,7	1,3	8,0	4,0	6,8	8,6	1092,2	9,1	1,8	1,8	1,2	5,2	68,8	0,3
Pikmeer				189,2	19	462,2	15,3	9,7	10,8	7,3	4,7	67,9	18,3	533,5	8,4	2,2	5,6	110,7	1,7	40,4	0,4
Starrevaartsplas	7,2	124,0	131,2	101,0	7	222,1	19,6	16,5	4,2	8,1	8,3	45,5	4,1	640,6	8,0	3,9	22,6	24,7	53,0	18,4	0,3
Wijde Ee				253,9	30	690,7	18,8	9,3	12,0	7,2	3,8	61,0	11,0	456,9	8,4	2,1	4,8	111,0	1,5	39,8	0,6

Een vergelijking tussen chemische bodemsamenstelling, benthische macrofaunaproductie en de visbiomassa is door de beperkt beschikbare gegevens over de visstand niet mogelijk. Aangezien er maar van een beperkt aantal zeekleimeren visstandgegevens zijn kan er hier niet diep ingegaan worden op de sturende factoren in zeekleimeren in relatie tot vis. Wel zijn er enkele paramaters uitgezet tegen de de beschikbare gegevens van visbiomassa, zie afbeelding 5.17b).



Afbeelding 5.17b. De chlorofyl-a-concentratie, het doorzicht en de totaal fosfor- en stikstofconcentraties in het oppervlaktewater uitgezet tegen de totale visbiomassa. In de onderste twee figuren is de organisch-fosforconcentratie en de totaal stikstofconcentratie in de waterbodem uitgezet tegen de totale visbiomassa.

Op basis van benthische macrofauna bleek er een trend te zijn tussen de organisch fosforconcentratie in de waterbodem en de benthische macrofauna

biomassa. De organisch fosforconcentratie in de waterbodem vertoont echter geen verband met de visbiomassa (afbeelding 5.17b). Ook tussen de totaal stikstofconcentratie in de waterbodem en de totale visbiomassa lijkt geen verband te zijn (afbeelding 5.17b). Fosfor- en stikstofconcentraties in het oppervlaktewater vertonen ook geen duidelijk verband met de visbiomassa (afbeelding 5.17b). Alhoewel het een kleine dataset is lijkt er wel een positieve trend zichtbaar tussen de chlorofyl-a-concentratie en de totale visbiomassa en in mindere mate het doorzicht en de totale visbiomassa. Dit zijn echter geen significante correlaties; wel lijkt er (met name in het bereik met lage chlorofyl-a-concentraties) een positief verband te zijn tussen de chlorofyl-a-concentratie en de visbiomassa. Bij een groter doorzicht blijkt echter juist een lagere visbiomassa voor te komen (afbeelding 5.17b). De beschikbare data suggereren dus een verband tussen de trofietoestand van het water en de visstand. Een significante relatie is hier echter niet gevonden. Algen vormen een belangrijke voedselbron voor (jonge) vis en dieren waar vissen van leven. Omgekeerd kunnen bodemwoelende vissen ook voor troebelheid van het water zorgen en nalevering van nutriënten uit de bodem veroorzaken, in afbeelding 5.17b is rechtsboven ook te zien dan enkele bij lagere visbiomassa's een doorzicht > 50cm is waargenomen. Ook hierbij moet vermeld worden dat dit geen significant verband is en dat de dataset te klein is om duidelijke conclusies te kunnen trekken.

5.3.3 Sturende factoren in zeeleimeren

Op basis van de koppeling tussen chemische oppervlaktewater- en bodemanalyses met ecologische parameters in zeeleimeren blijken er weinig duidelijke sturende factoren naar voren te komen. Zeeleimeren blijken vaak erg troebel en geeutrofeerd te zijn. In de onderzochte zeeleimeren komen regelmatig algenbloeien voor en de meren hebben gemiddeld een laag doorzicht. Het doorzicht van zeeleimeren wordt in belangrijke mate bepaald door de combinatie van de chlorofylconcentratie (hoeveelheid algen) en het zwevend stof gehalte in het water. Tussen deze twee parameters is geen significant verband gevonden, een verminderd doorzicht kan in zeeleimeren dus door zowel algenbloei als zwevend stof veroorzaakt worden. De hoge nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater veroorzaken de algenbloeien; dit blijkt echter niet altijd door hetzelfde nutriënt gestuurd te worden (zowel P- als N-limitatie kan voorkomen). De N-concentratie lijkt in veel gevallen het meest bepalend, maar N-limitatie lijkt voornamelijk te ontstaan als er zeer hoge P-concentraties in het oppervlaktewater aanwezig zijn. Nutrientconcentraties in het oppervlaktewater, met name de stikstofconcentratie blijkt dus een sturende factor voor algenbloei in zeeleimeren. Nutriëntenconcentraties en nutriëntenbeschikbaarheid lijken beide het voorkomen van benthische macrofauna niet te sturen. Er zijn enkel trends gevonden. Mogelijke toxiciteit of fysiologische stress van zout en ijzer kunnen in zeeleimeren mogelijk wel biomassa-productie van benthische macrofauna te beïnvloeden. Er waren helaas te weinig data beschikbaar over voorkomende visgemeenschappen om hier conclusies uit te kunnen trekken. In dit onderzoek zijn geen duidelijke sturende factoren gevonden die de biologische productiviteit van de macrofaunagemeenschap in zeeleimeren bepalen. In de hierop volgende paragrafen wordt behandeld hoe de chemische samenstelling van het poriewater en de waterbodem de sturende factoren voor algenbloei en doorzicht in het oppervlaktewater, zoals nutriëntenconcentraties kunnen beïnvloeden.

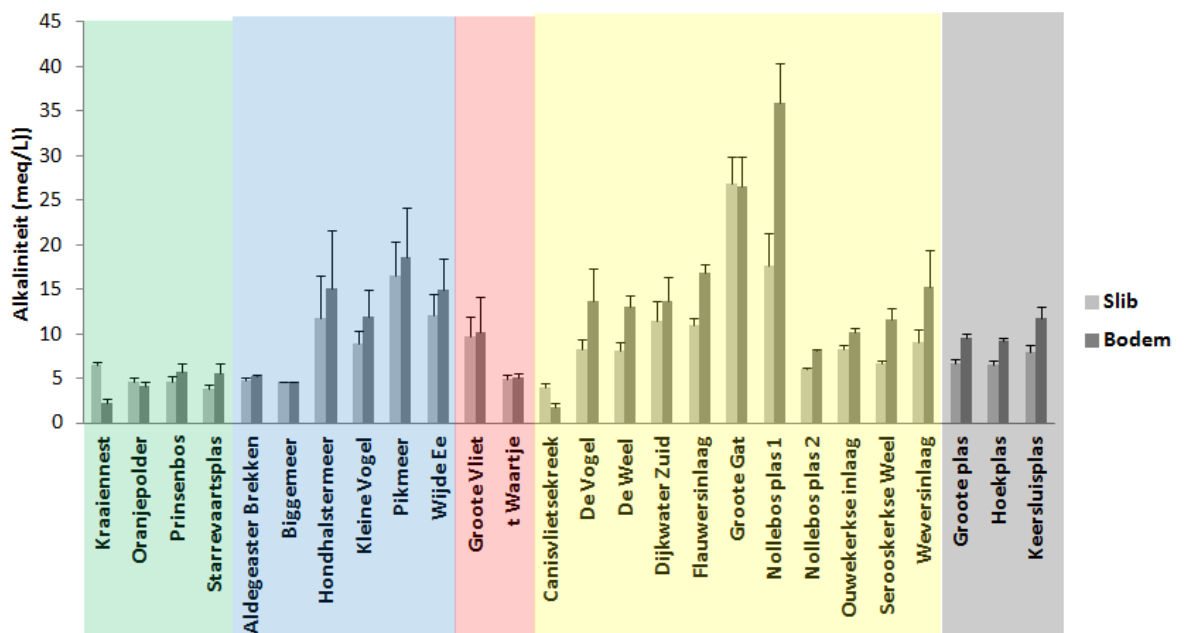
5.4 Chemische samenstelling zeekleibodems

5.4.1 Invloed van het poriewater in de bodem op het oppervlaktewater

De verzamelde chemische gegevens van zeekleimeerbodems zijn vergeleken met de gegevens van de waterkwaliteit van de zeekleimeren. Aangezien de chemische oppervlaktewatergegevens van de waterbeheerders uit verschillende jaren afkomstig is, is in deze paragraaf de bodemchemie en de poriewaterchemie vergeleken met binnen ons eigen onderzoek verzamelde chemische oppervlaktewatergegevens. Naast oppervlaktewaterchemie wordt er in deze paragraaf hoofdzakelijk gekeken naar de chemische samenstelling van het poriewater in de bodem. Het poriewater in de bodem is de intermediair tussen het oppervlaktewater en de waterbodem. Concentraties in het poriewater zijn de concentraties waar benthische organismen aan worden blootgesteld en geven aan welke nutriëntenconcentraties beschikbaar zijn voor benthische algen en wortelende planten. Ook is de chemische samenstelling van het poriewater een goede indicator voor de (chemische-) processen zich afspelen in de bodem. In bijlage IV zijn de gemiddelde concentraties van enkele elementen weergegeven per zeekleimeer.

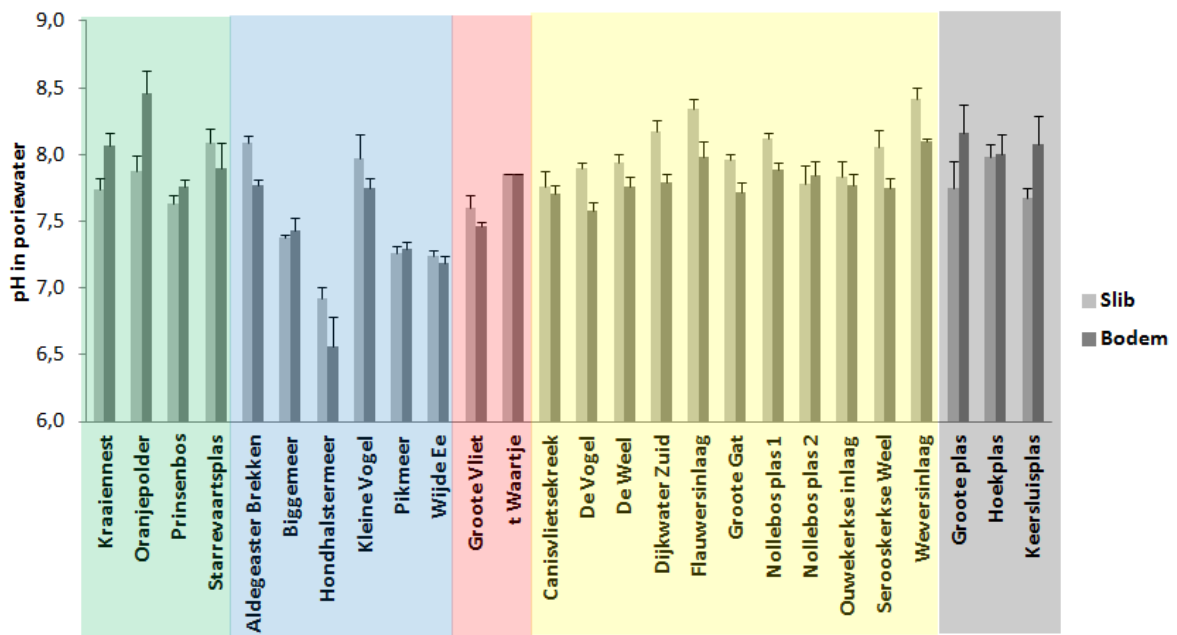
Buffercapaciteit of alkaliniteit

Uit analyses van het poriewater in de sliblaag en de onderliggende bodem komt naar voren dat de zeekleimeerbodems sterk gebufferd zijn. Op het Kraaiennest en de Canisvlietsekreek na, heeft het poriewater van de zeekleimeerbodems een alkaliniteit die hoger is dan 5 meq/L. Bodems van enkele zeekleimeren in Zeeland, Friesland en Groningen zijn zelfs zeer sterk gebufferd met een gemiddelde alkaliniteit hoger dan 10 meq/L (afbeelding 5.18). De buffering van het poriewater en de bicarbonaatconcentratie correleren met de calciumconcentratie in het poriewater (alkaliniteit; $R^2=0,44$, $P<0,05$, HCO_3^- ; $R^2=0,46$, $P<0,05$). Hoe hoger de calciumconcentratie, hoe hoger de buffercapaciteit.



Afbeelding 5.18 De gemiddelde alkaliniteit (in meq/L) in het poriewater van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeekleimeren. In kleur zijn de

verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

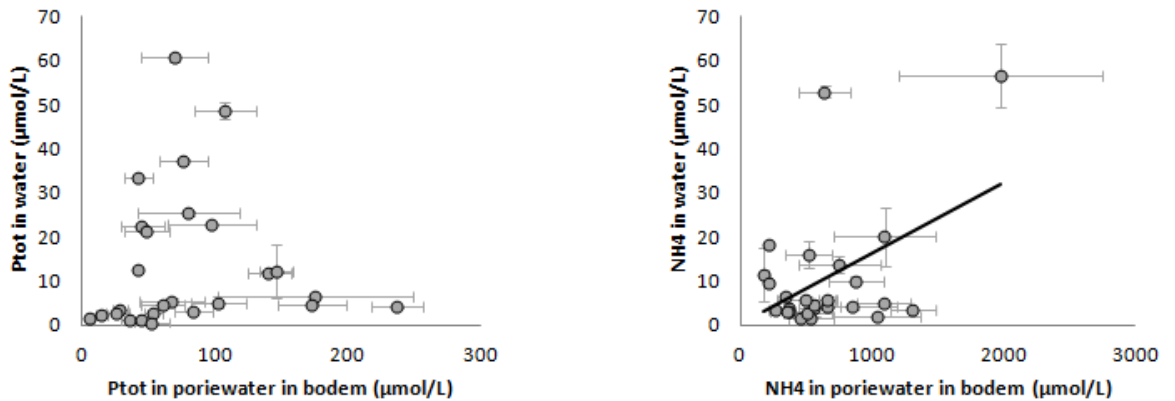


Afbeelding 5.19 De gemiddelde pH in het poriewater van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeekleimeren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen = Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

De pH van het poriewater in de waterbodems is gemiddeld 7,8 voor zowel de slib- als onderliggende kleibodem (afbeelding 5.19). Enkele meren in Friesland en Groningen (met name de meren met een venige bodem) hebben een lagere pH die tussen de 6,5 en 7,5 ligt.

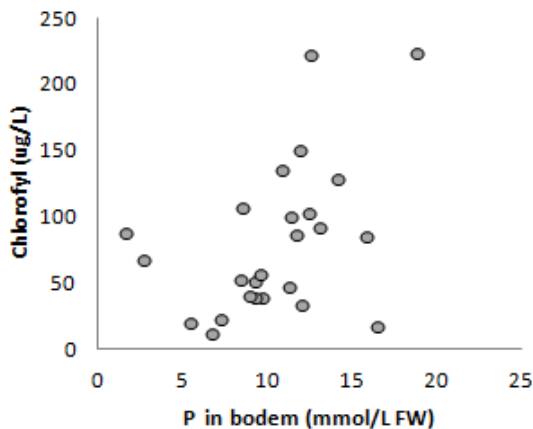
Nutriënten in het bodem(-poriewater) en het oppervlaktewater

De ammoniumconcentratie van het poriewater in de bodem vertoont een zwakke significante correlatie (R^2 0,213, $P < 0,05$) met de ammoniumconcentratie in het oppervlaktewater (afbeelding 5.20). De fosforconcentratie in het poriewater correleert niet met de concentratie in het oppervlaktewater. Zowel de ammonium- als de fosforconcentratie in het poriewater correleren niet met de chlorofyl-a concentratie en het doorzicht in het oppervlaktewater.



Afbeelding 5.20 De gemiddelde fosfaatconcentratie in het poriewater (linker grafiek) en de gemiddelde ammoniumconcentratie in het poriewater (rechter grafiek) uitgezet tegen de totaal fosfor- en ammoniumconcentratie in het oppervlaktewater.

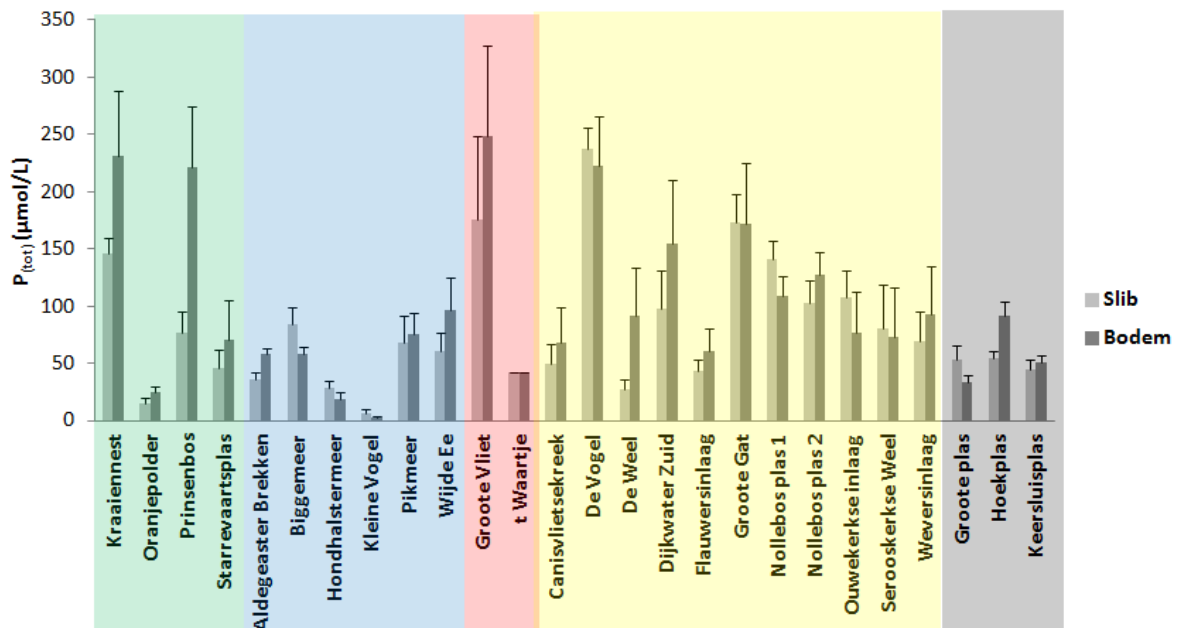
Het organische stofgehalte in de bodem blijkt niet te correleren met de totaal fosfor- en ammoniumconcentraties in het oppervlaktewater van zeekleimeren. Ook de totaal fosforconcentratie in de bodem blijkt geen correlatie te vertonen met de totaal fosforconcentratie in het oppervlaktewater. Totaal stikstof- en fosforconcentraties in de bodem correleren ook niet met de chlorofylconcentratie en het doorzicht van het oppervlaktewater. Wel lijkt er een trend te zijn dat er bij hoge totaal-fosforconcentraties in de bodem (uitgedrukt per liter bodemvolume) een hogere chlorofylconcentratie in het oppervlaktewater aanwezig is (afbeelding 5.21) (niet significant, dus zou op toeval kunnen berusten). De totaal-P concentratie van de waterbodem zou dus indicatief kunnen zijn voor de trofiegraad van het watersysteem.



Afbeelding 5.21 Chlorofylgehalte van de waterlaag, uitgezet tegen de totaal fosforconcentratie van de bodem (uitgedrukt per liter bodemvolume).

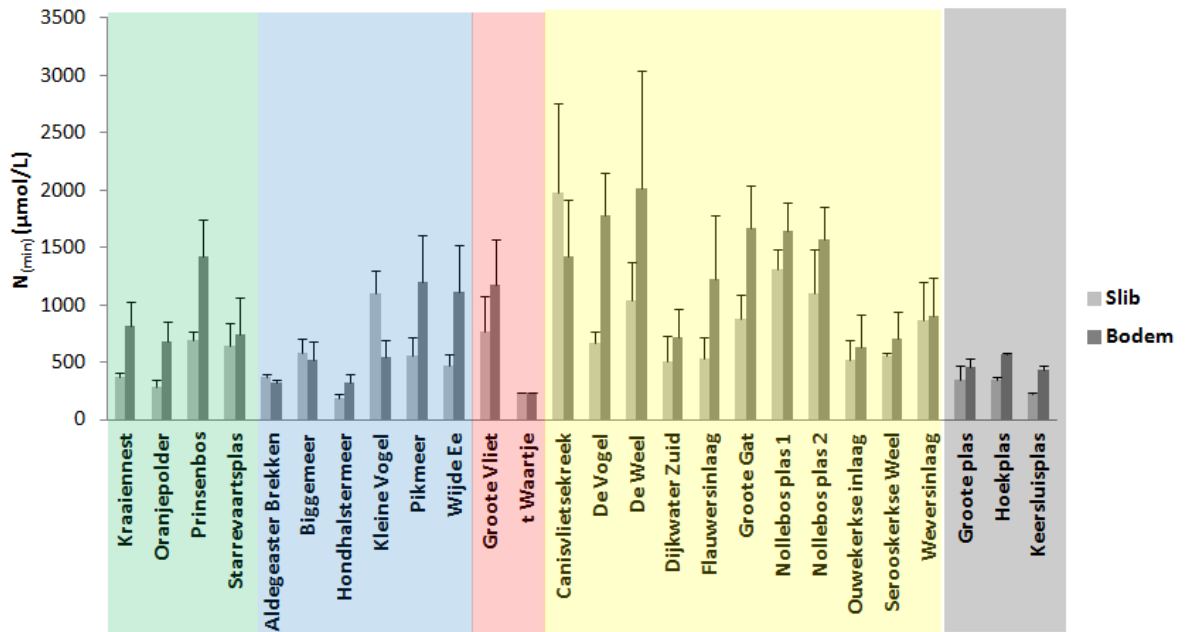
De fosforconcentratie in het poriewater geeft voor primaire benthische organismen het beschikbare fosfor in de bodem weer. De fosforconcentratie verschilt sterk tussen zeekleimeerbodems (afbeelding 5.22). De meren Kraaiennest, Prinsenbos, Groote Vliet, De Vogel, Groote Gat, Dijkwater Zuid en Nollebos bevatten fosforconcentraties hoger dan 100 µmol/L in het poriewater. Oranjepolder, het Hondshaltermeer en Kleine Vogel hebben

fosforconcentraties die lager zijn dan 25 $\mu\text{mol/L}$. In de overige zeekeimeren liggen de concentraties tussen de 25 $\mu\text{mol/L}$ en 100 $\mu\text{mol/L}$. De zeekeimeren in Groningen, Friesland en Flevoland hebben relatief lage fosforconcentraties in het poriewater tot maximaal 100 $\mu\text{mol/L}$. In Zuid- en Noord-Holland zijn er enkele meren met zeer hoge (tot ≈ 250 $\mu\text{mol/L}$) fosforconcentraties in het poriewater. In Zeeland zijn relatief hoge fosforconcentraties aangetroffen in het poriewater tussen de 100 $\mu\text{mol/L}$ en 200 $\mu\text{mol/L}$, met enkele uitzonderingen die rijker of juist armer zijn aan fosfor.



Afbeelding 5.22 De gemiddelde fosforconcentratie in het poriewater van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeekeimeren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen = Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

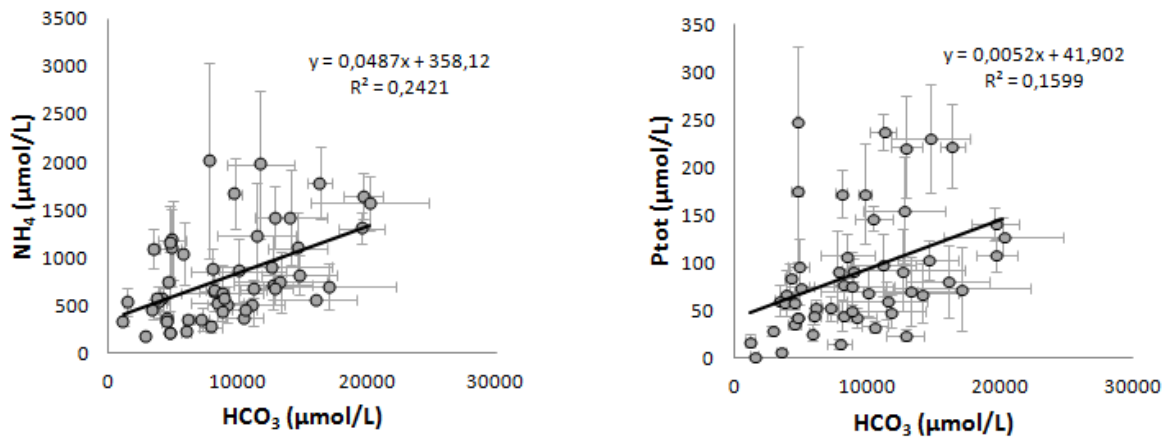
De anorganische stikstofconcentratie in het poriewater van zeekeimeerbodems wordt gedomineerd door ammonium. Gemiddeld bestaat in de sliblaag slechts 2,5 % van de anorganische stikstofconcentratie van het poriewater uit nitraat. Voor de onderliggende kleibodem is dit gemiddeld 1,5 %. De rest bestaat uit ammonium. De brakkere zeekeimeren in Zeeland hebben gemiddeld de hoogste anorganische stikstofconcentraties in het poriewater (> 1000 $\mu\text{mol/L}$) (afbeelding 5.23). Enkele meren in het noorden van Nederland (Aldegeaster Brekken, Hondshalstermeer, het Waartje) en de zeekeimeren in Flevoland hebben relatief lage anorganisch stikstofconcentraties (< 500 $\mu\text{mol/L}$). Uit de regionale verschillen komt naar voren dat de meeste zeekeimeerbodems in Flevoland relatief lage ammoniumconcentraties hebben. In Noord- en Zuid-Holland is dit gemiddeld hoger tot ≈ 1000 $\mu\text{mol/L}$.



Afbeelding 5.23 De gemiddelde anorganische stikstofconcentratie in het poriewater van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeeleimeren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen = Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

De nutriëntenconcentraties in het poriewater van de onderzochte zeeleimeerbodems zijn gemiddeld tot hoog in vergelijking met andere Nederlandse waterbodems. De ammoniumconcentratie in het poriewater van de zeeleimeren varieert tussen de 200 en 2000 $\mu\text{mol/L}$. In andere studies in relatief nutriënt rijke systemen zijn vergelijkbare nutriëntenconcentraties in de waterbodem gevonden, namelijk 500-2000 $\mu\text{mol/L}$ (Smolders *et al.* 2011) en 50-3000 $\mu\text{mol/L}$ (Poelen *et al.* 2011). Fosforconcentratie in het poriewater van de zeeleimeren varieert tussen de 5 en 250 $\mu\text{mol/L}$. In andere studies in relatief nutriënt rijke systemen zijn in de waterbodem vergelijkbare concentraties gevonden, te weten 50-300 $\mu\text{mol/L}$ (Smolders *et al.* 2011) en 1-300 $\mu\text{mol/L}$ (Poelen *et al.* 2011).

De nutriëntconcentraties in het poriewater worden gedeeltelijk bepaald door het vrijkomen van nutriënten bij de afbraak van organisch materiaal. In anaerobe bodems wordt vaak een verband gevonden tussen de bicarbonaatconcentratie en nutriëntenconcentraties (Van der Heide *et al.* 2010, Smolders *et al.* 2011). Ook in de zeeleimeerbodems is een verband gevonden tussen bicarbonaat en nutriënten (afbeelding 5.24).

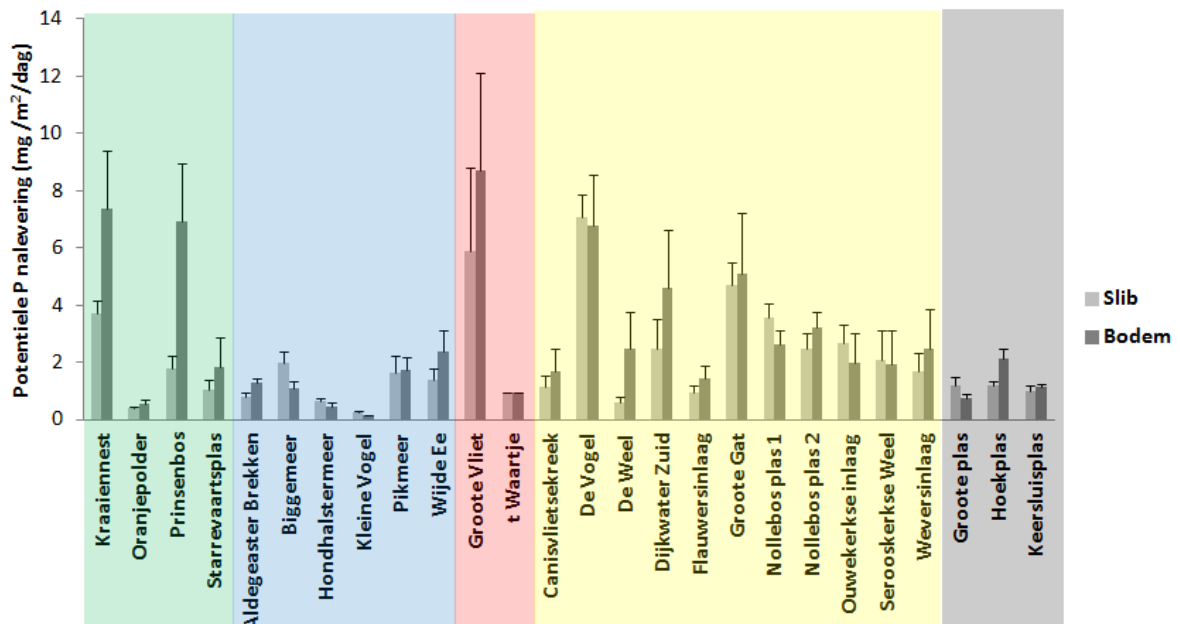


Afbeelding 5.24 De bicarbonaatconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de ammonium- en fosforconcentratie in het poriewater.

Uit afbeelding 5.24 blijkt dat de ammoniumconcentratie (R^2 0,24, $P < 0,05$) beter met de bicarbonaatconcentratie correleert dan de fosforconcentratie (R^2 0,16, $P < 0,05$). Dit kan verklaard worden doordat de beschikbaarheid van fosfor door meer processen wordt bepaald dan enkel het vrijkomen tijdens de afbraak van organisch materiaal.

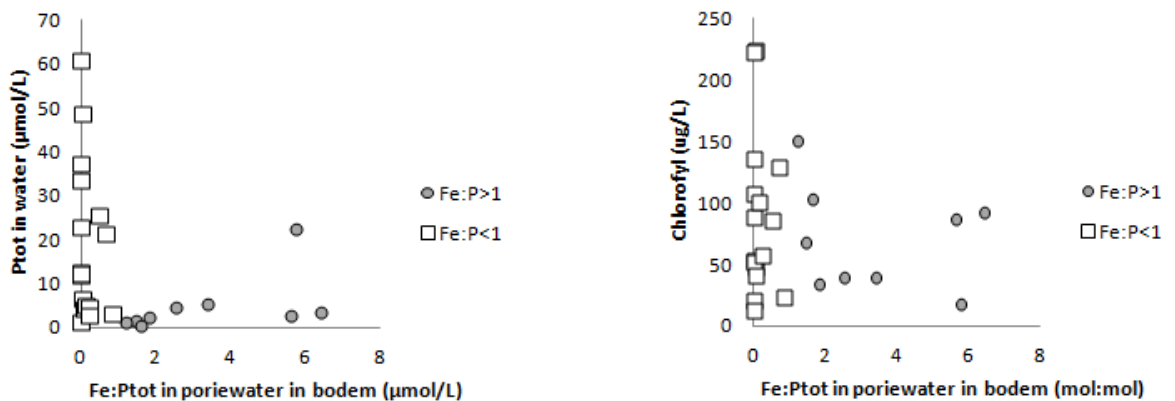
Nalevering van fosfaat uit de waterbodem

In de literatuur is een verband tussen de fosforconcentratie in het poriewater van de waterbodem en de nalevering van fosfor naar de waterlaag beschreven (Geurts, et al. 2010, Poelen et al. 2011). Op basis van de uit dit onderzoek voortgekomen vergelijking is de potentiële fosfornalevering vanuit de waterbodems van zeeleimeren berekend (afbeelding 5.25).

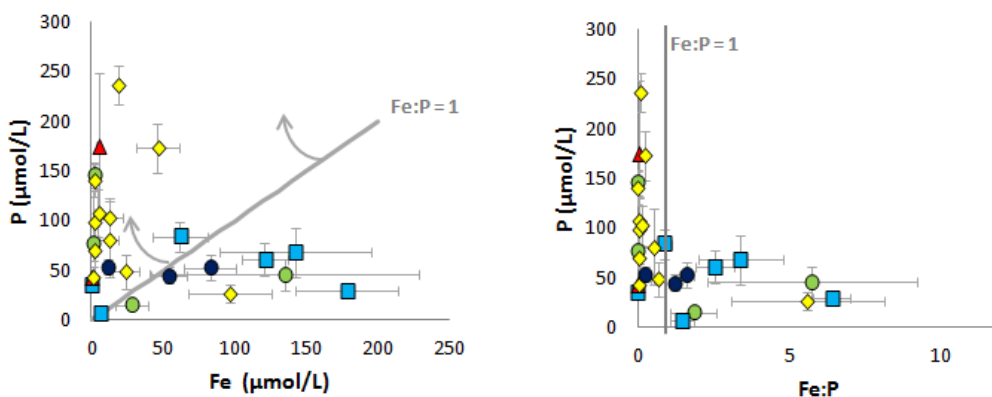


Afbeelding 5.25 De gemiddelde potentiële fosfornalevering van de waterbodem aan de waterlaag (van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeeleimeren), op basis van de fosforconcentratie in het poriewater (naar Poelen et al. 2011). In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

Hieruit blijkt dat met name de sliblaag van Grootte Vliet, De Vogel en het Grootte Gat potentieel veel fosfor aan de waterlaag kan naleveren. Van enkele zeeleimeren zoals het Kraaiennest en Prinsenbos kan de onderliggende zeeleibodem onder de sliblaag potentieel juist meer fosfor nalaveren. Ten aanzien van de effecten van de P-rijkdom van de bodems op de waterkwaliteit is vooral de nalevering van P naar de waterlaag van belang. De fosfaatnalevering (via diffusie) van anaerobe sedimenten wordt sterk bepaald door de ijzer:fosfor (Fe:P) ratio van het poriewater. De nalevering van P naar de waterlaag blijkt sterk toe te nemen wanneer de Fe:P ratio in het bodemvocht lager is dan 1. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het ijzer weer wordt geoxideerd waardoor ijzer en fosfaat neerslaan. Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag beperkt zolang de Fe:P ratio in het poriewater voldoende hoog is ($>>1$) en zolang de waterlaag aerob is. Voor veel bodems zien we dat de ijzerconcentratie van het poriewater (veel) lager is dan de fosfaatconcentratie (afbeelding 5.26). Voor dit soort bodems blijkt de nalevering naar de waterlaag sterk bepaald te worden door de fosfaatconcentratie van het poriewater (Geurts *et al.* 2010). Uit afbeelding 5.26 blijkt dan ook dat wanneer de Fe:P ratio's in het poriewater hoger zijn dan 1, de fosfor- en chlorofylconcentraties in de waterlaag lager zijn.



Afbeelding 5.26 De Fe:P ratio in het poriewater uitgezet tegen de totaal fosfor- en chlorofylconcentratie in het oppervlaktewater.



Afbeelding 5.27 De fosforconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de ijzerconcentratie in het poriewater in de sliblaag van de zeeleimeerbodems (links) en de Fe:P ratio in het poriewater (rechts) (+/- S.E.M.). Hierin is ook de lijn weergegeven waarop de ijzer:totaal fosfor ratio 1 is. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rood driehoek = Noord-Holland, geel diamant = Zeeland, donkerblauw cirkel = Flevoland).

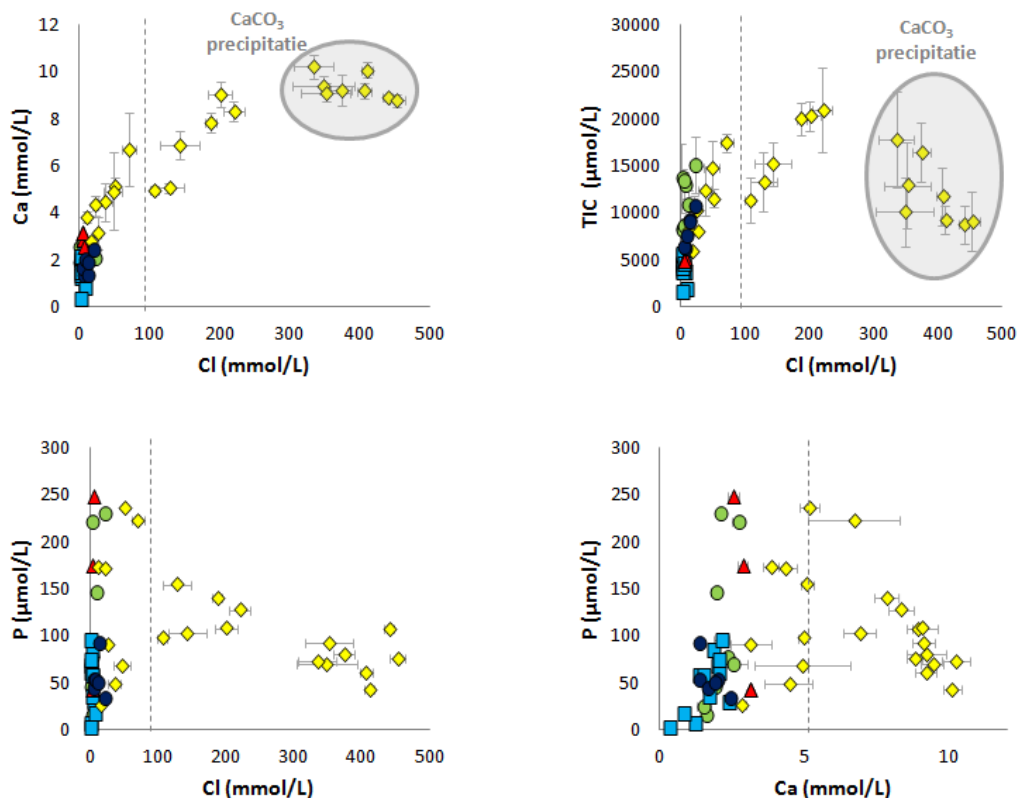
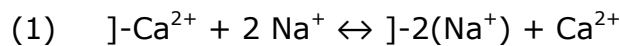
In zeekleimeren met hogere ijzerconcentraties in het poriewater is de fosforconcentratie in het poriewater ook lager (afbeelding 5.27). Uit afbeelding 5.27 en afbeelding 5.31 blijkt dat in het merendeel van de zeekleimeren de ijzerconcentratie in het poriewater onder de 50 $\mu\text{mol/L}$ ligt. Ook blijkt dat er enkele meren met hogere gemiddelde ijzerconcentraties tot 300 $\mu\text{mol/L}$ zijn. Zeekleimeren met ijzerconcentraties hoger dan 50 $\mu\text{mol/L}$ in het porievocht zijn (van hoog naar laag) Hondshalstermeer, Pikmeer, Starrevaartsplas, Wijde Ee, De Weel, Grootte plas, Biggemeer en Keersluisplas. De concentratie opgelost ijzer in het poriewater wordt sterk beïnvloed door de zwavelconcentratie van het poriewater. En de totaal zwavelconcentratie in het poriewater correleert weer sterk met de chlorideconcentratie in het poriewater (afbeelding 5.31). Brakkere zeekleimeren zijn dus rijker aan zwavel dan zoete zeekleimeren. Aan het eind van deze paragraaf worden de effecten hiervan op de beschikbaarheid van ijzer en fosfor besproken.

De mate van verzadiging van bodems met nutriënten verschilt sterk per meer en is afhankelijk van de chemische samenstelling van de bodem. Voor de fosfaatkringloop is met name de vastlegging van fosfaat aan ijzeroxiden van belang. Deze vastlegging van fosfaat aan ijzer wordt echter sterk beïnvloed door de redoxpotentiaal van de bodem. In anaerobe bodems bindt fosfaat slechter aan ijzer in vergelijking met aerobe bodems. In waterbodems is vaak maar een dunne toplaag van het sediment aeroob. De onderliggende bodem is anaeroob. Bij een hoge afbraak van organisch materiaal kunnen anaerobe omstandigheden sneller in de toplaag van het sediment ontstaan. Een laag organisch stofgehalte in de bodem in combinatie met weinig nieuwe input van organisch materiaal kan ervoor zorgen dat de reductie van ijzer wordt geremd (Loeb *et al.* 2007). De aerobe toplaag van het sediment zorgt er vaak voor dat het anaerobe gemobiliseerde fosfor in de bodem aan opnieuw gevormde ijzeroxiden bindt. Hierdoor kan het niet diffunderen naar de waterlaag. De belangrijkste factor die bepaalt of een bodem fosfaat nalevert is de mate waarin het adsorptiecomplex dat fosfaat kan binden bezet is met fosfaat (de fosfaatverzadiging). De mate van fosfaatverzadiging en de potentiële mobilisatie en nalevering van fosfaat vanuit de waterbodem naar de waterlaag kunnen door verschillende parameters worden voorspeld. De nalevering van fosfaat naar de waterlaag wordt bepaald door de absolute concentratie van fosfaat in het poriewater (Young & Ross, 2001, Poelen *et al.* 2011) en door de verhouding tussen gereduceerd ijzer (Fe^{2+}) en fosfaat (Jensen *et al.*, 1992, Geurts *et al.*, 2008; Smolders *et al.*, 2001). Daarnaast kan ook de calciumconcentratie, door middel van fosfaatprecipitatie met CaCO_3 , de fosfaatnalevering beïnvloeden (Bostrom *et al.*, 1988). In dit onderzoek is een duidelijk verband gevonden tussen de ijzerconcentratie en de fosforconcentratie in het poriewater van de waterbodems. In bodems met hoge ijzerconcentraties in het poriewater worden meestal lagere fosforconcentraties in het poriewater gevonden. Uit de gegevens van dit onderzoek lijkt ook naar voren te komen dat bij hogere Fe:P ratio's in het poriewater lagere fosforconcentraties in het oppervlaktewater worden gevonden.

Verschillen tussen processen en nutriëntenbeschikbaarheid in zoete en brakke waterbodems

Enkele processen die sturend zijn voor de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem worden sterk beïnvloed door elementen als natrium, calcium en zwavel. Al deze elementen nemen sterk in concentratie toe onder brakker omstandigheden. De potentiële gevolgen die hogere concentraties van deze elementen kunnen hebben op de nutriëntenbeschikbaarheid wordt in deze paragraaf verder besproken. Zeekleimeren met brak oppervlaktewater en een brakke bodem hebben hoge chloride-, natrium-, calcium-, magnesium- en totaal zwavelconcentraties in het poriewater. Er is dan ook een sterke correlatie tussen concentraties van deze elementen in het poriewater met de concentraties in de waterlaag (voor Cl, Na, Ca, K en S een significante correlatie met $R^2 > 0,90$, $P < 0,05$). De chlorideconcentratie in het poriewater varieert van 1 tot 10 mmol Cl/l (35 – 350 mg Cl/l) in de zoetere zeekleimeren in het noorden van het land en in Zuid-Holland. In de brakke zeekleimeren in Zeeland varieert de chlorideconcentratie in het poriewater van 100 tot 450 mmol Cl/L (3500 - 16000 mg Cl/L).

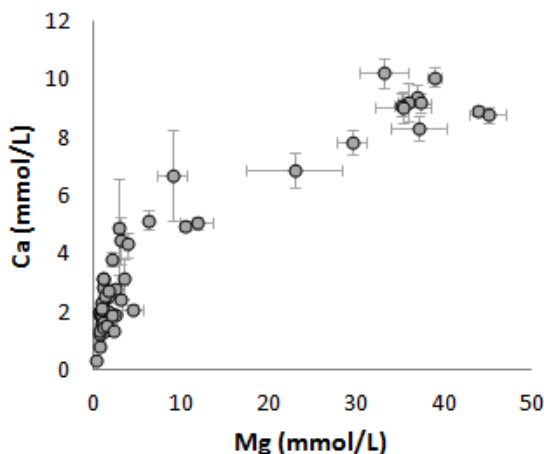
Zeekleimeren met een brakke bodem hebben een hogere calciumconcentratie in het poriewater in vergelijking met zoetere bodems (afbeelding 5.28). Als gevolg van zeer hoge natriumconcentraties in het poriewater van brakke bodems wordt er in deze bodems calcium van het kationadsorptiecomplex verdrongen (1). Hierdoor kan op het moment dat waterbodems brakker worden calcium vrij komen (Bale & Morris 1981, Morris *et al.*, 1981, Baldwin *et al.* 2006, Van Dijk *et al.* in prep.).



Afbeelding 5.28 In de bovenste twee afbeeldingen is de chlorideconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de calciumconcentratie en de totaal anorganisch koolstofconcentratie (CO_2 en HCO_3^-). In de grijze cirkel zijn de

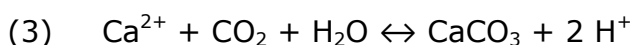
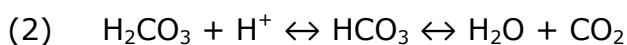
bodems weergegeven waar calciumcarbonaatprecipitatie plaatsvindt. In de onderste twee afbeeldingen zijn de chloride- en calciumconcentratie uitgezet tegen de fosforconcentratie in het poriewater. In alle figuren is een stippellijn geplaatst (100 mmol Cl/L (3500 mg Cl/L), 5 mmol/L Ca (200 mg Ca/L)). Links van de lijn bevinden zich de zoete en minder brakke meren en rechts van de stippellijn de meest brakke meren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rood driehoek = Noord-Holland, geel diamant = Zeeland, donkerblauw cirkel = Flevoland).

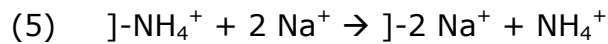
Ook in brakkere zeekleimeerbodems is er een verband tussen de chloride- en calciumconcentratie in het poriewater (afbeelding 5.28). Bij de meest brakke bodems (Dijkwater Zuid, Nollebos 1 & 2, Serooskerkse Weel, Weversinlaag, Flauwersinlaag en de Ouwekerkse inlaag, op volgorde van stijgende zoutconcentratie) stijgt de calciumconcentratie niet evenredig met de chlorideconcentratie. De magnesiumconcentratie stijgt echter wel evenredig met de chlorideconcentratie. De magnesiumconcentratie in het poriewater correleert zeer sterk met de chlorideconcentratie (R^2 0,99, $P < 0,01$) en vlakt niet af. De calciumconcentratie correleert echter minder goed met de chlorideconcentratie (R^2 0,89, $P < 0,01$) en vlakt wel af bij hogere chlorideconcentraties (afbeelding 5.29)



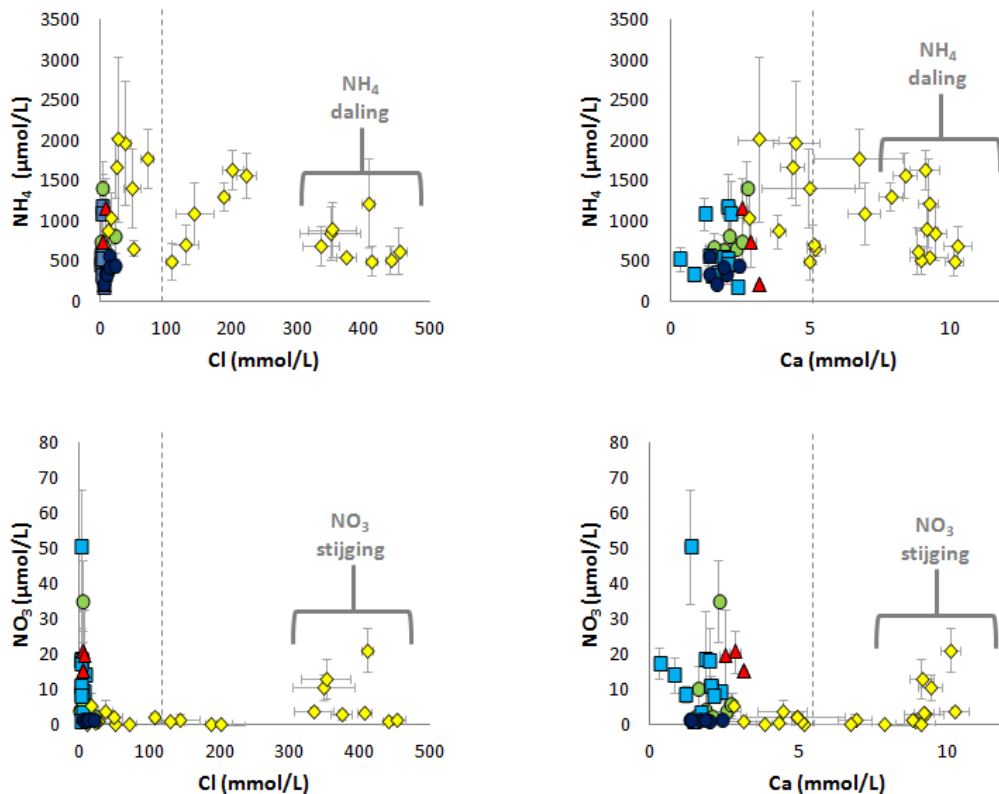
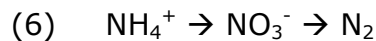
Afbeelding 5.29 De magnesiumconcentratie uitgezet in het poriewater tegen de calciumconcentratie in het poriewater. Hierin is te zien dat onder de 10 mmol Mg/L, de magnesium- en calciumconcentratie evenredig stijgen. Boven de 10 mmol Mg/L stijgt de calciumconcentratie minder hard in vergelijking met de magnesiumconcentratie

Vermoedelijk vindt hier door de hoge calciumconcentratie calciumcarbonaat precipitatie plaats (3) (in afbeelding 5.28 weer gegeven met een cirkel). Een indicatie voor calciumcarbonaat precipitatie is de afnemende calciumconcentratie en afnemende buffercapaciteit (2) in het poriewater (afbeelding 5.28). Fosfaat in het poriewater kan samen met calciumcarbonaat neerslaan (co-precipitatie) (4). Dit heeft tot gevolg dat in de brakkere zeekleimeren waar calciumcarbonaat precipitatie plaatsvindt relatief minder fosfaat beschikbaar is in het poriewater (afbeelding 5.28).

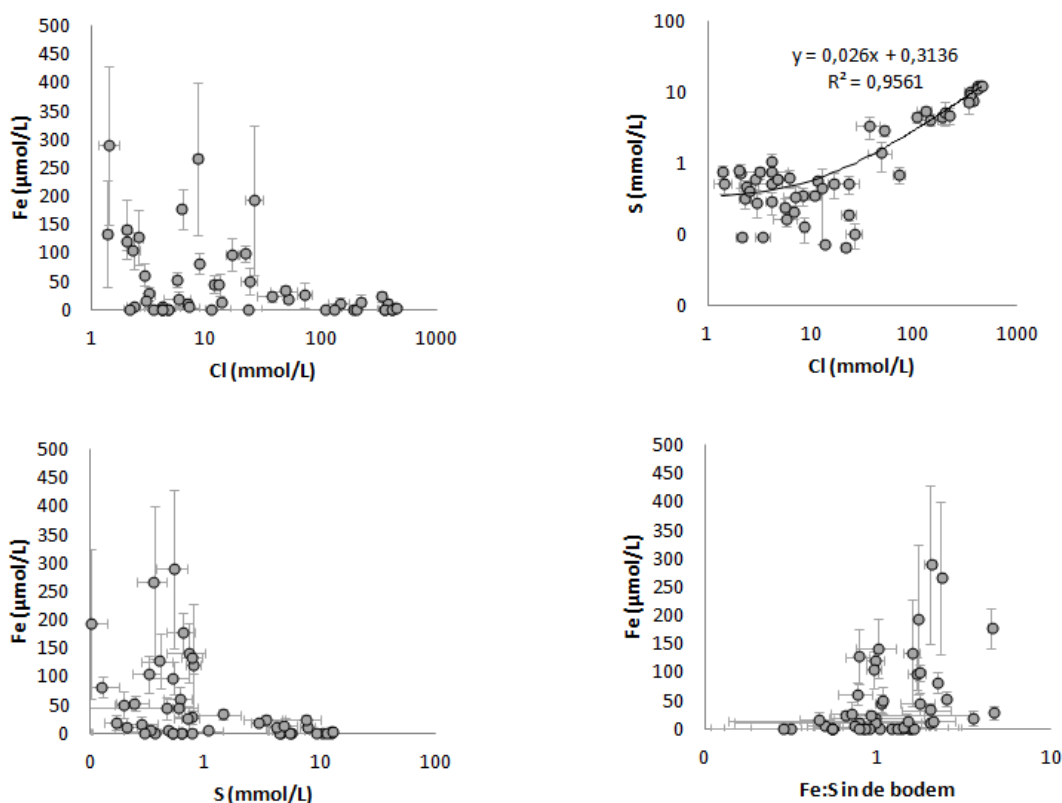




Ook voor ammoniumconcentraties in het poriewater is een vergelijkbaar patroon zichtbaar. Binnen het zoete tot mesohaliene bereik (tot 208 mmol Cl) lijkt de ammoniumconcentratie in het poriewater te stijgen met de chlorideconcentratie. Bij zeeleimeren in het polyhaliene bereik lijkt dit echter weer lager te zijn (afbeelding 5.30). Dit kan onder andere verklaard worden doordat er in brakkere en calcium-rijkere zeeleimeerbodems minder ammonium aan het kationadsorptiecomplex kan binden door verdringing door natrium (5). Het door natrium verdrongen ammonium kan vervolgens in het poriewater diffunderen naar de waterlaag en via nitrificatie en denitrificatie worden omgezet in respectievelijk nitraat en stikstofgas (6).

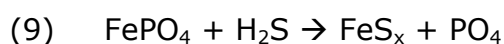
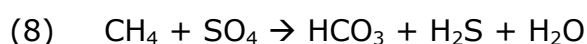
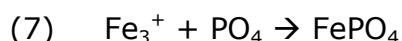


Afbeelding 5.30 In de bovenste twee afbeeldingen zijn de chloride- en calciumconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de ammoniumconcentratie. In de onderste twee afbeeldingen zijn de chloride- en calciumconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de nitraatconcentratie. In de figuren is aangegeven waar ammonium daalt en nitraat stijgt onder brakkere condities. In alle figuren is een stippellijn geplaatst (100 mmol Cl/L (3500 mg Cl/L), 5 mmol/L Ca (200 mg Ca/L)). Links van de lijn bevinden zich de zoete en minder brakke meren, rechts van de stippellijn de meest brakke meren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rood driehoek = Noord-Holland, geel diamant = Zeeland, donkerblauw cirkel = Flevoland).



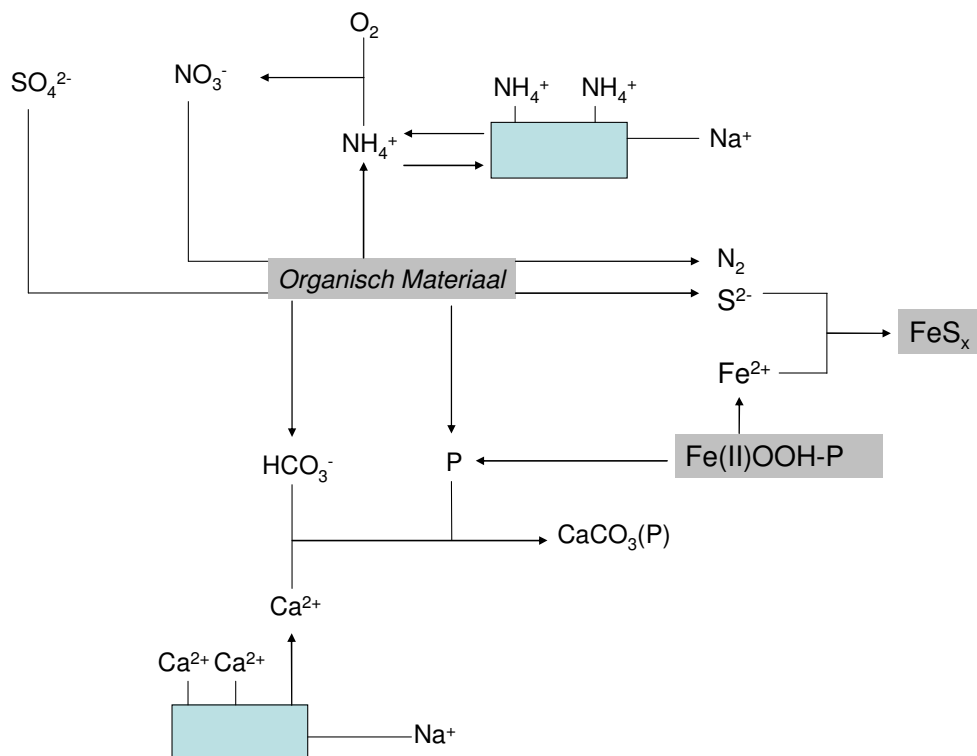
Afbeelding 5.31 De gemiddelde chlorideconcentratie in het poriewater (uitgezet op log schaal) van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeekleimeren uitgezet tegen de gemiddelde ijzer-(links) en totaal zwavelconcentratie (uitgezet op log schaal) (rechts) in het poriewater.

Omdat voor de fosforkringloop de vastlegging aan ijzeroxides erg belangrijk is, zijn (biogeo-)chemische processen die invloed hebben op de ijzerbeschikbaarheid van belang (7). Zwavel in de bodem kan de beschikbaarheid van fosfaat beïnvloeden. In afbeelding 5.31 is de gemiddelde chlorideconcentratie (weergegeven in mmol/L op een log schaal) uitgezet tegen de gemiddelde ijzer- en zwavelconcentratie. In afbeelding 5.31 is te zien dat bij hogere chlorideconcentraties de ijzerconcentratie in het poriewater sterk afneemt. Een zelfde verband is te zien tussen de ijzer- en totaal zwavelconcentratie in het poriewater. Zwavel correleert ook sterk met chloride ($R^2=0,96$). Bij de reductie van sulfaat in anaerobe waterbodems door micro-organismen, waarbij sulfaat gebruikt wordt als electronenacceptor voor de afbraak van organisch materiaal, wordt sulfide geproduceerd (8). Sulfide in het poriewater bindt sterker aan ijzer dan fosfaat (Smolders *et al.*, 1995, Lamers *et al.*, 2001, Lamers *et al.*, 2002, Smolders *et al.* 2011). Tijdens dit proces wordt er ijzersulfide (FeS) of ijzerdisulfide (FeS_2 , o.a. pyriet) gevormd waardoor fosfaat dat aan het ijzer was geadsorbeerd wordt gemobiliseerd (9).

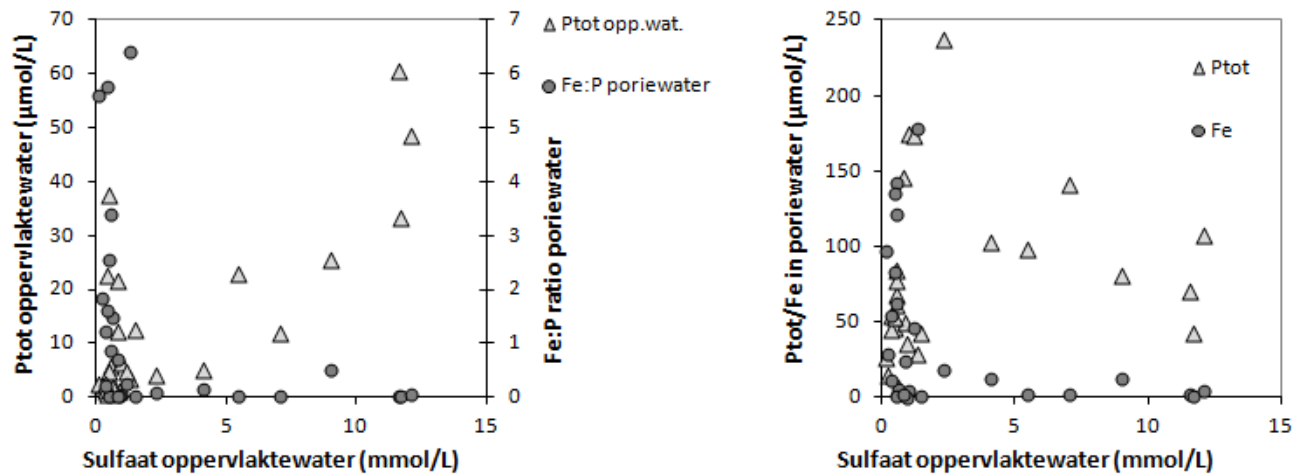


Hoe hoger de zwavelconcentratie in de waterbodem ten opzichte van de ijzerconcentratie, des te minder fosfaat er aan ijzer kan binden. In de

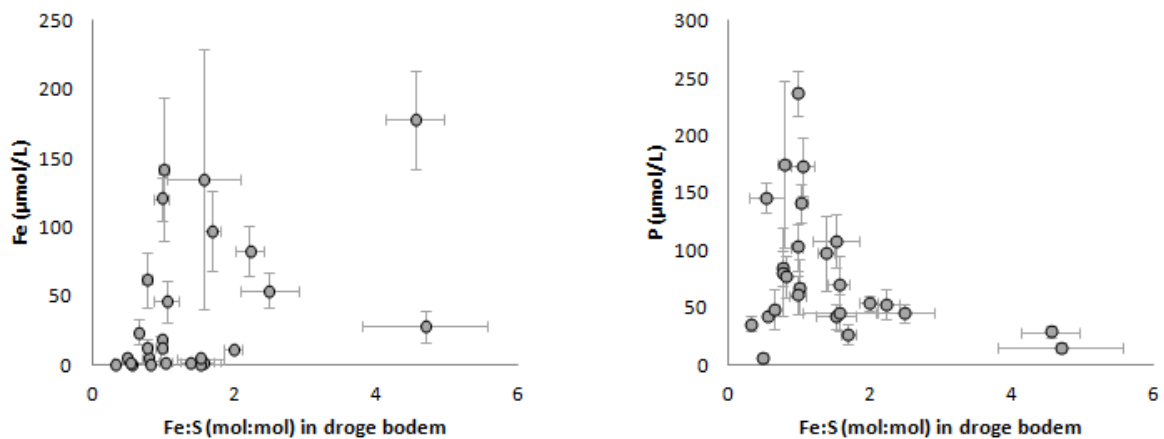
zeekleimeerbodems is dit verband ook aangetroffen. In bodems met een hoge Fe:S ratio worden lage fosforconcentraties in het poriewater gemeten (afbeelding 5.33, 5.34). In hoeverre dit proces invloed heeft op de fosfaatmobilisatie in zeer ijzerrijke bodems bij een plotselinge verhoging van sulfaatbelasting, is de vraag. Uit de literatuur is bekend dat in kleibodems met een overschot aan ijzer (zoals rivierkleibodems) sulfidevorming weinig tot geen invloed heeft op het vrijkomen van fosfaat (Loeb *et al.*, 2007; Loeb *et al.*, 2008a). In bodems met een hoge fosfaatverzadiging waar een groot aandeel van het fosfaat aan ijzer gebonden is, kan deze competitie tussen sulfide en fosfaat wel optreden (Zak & Gelbrecht, 2007; Loeb, 2008). Juist in de brakke zeekleimeren is meer sulfaat aanwezig, is de sulfidevorming groter en verloopt de immobilisatie van fosfor door binding aan ijzer(hydr)oxiden erg slecht omdat vrijwel al het ijzer gebonden is aan sulfide (8 & 9). In meren met erg hoge natriumconcentraties kan de eerder besproken co-precipitatie van fosfaat met calciumcarbonaat er echter voor zorgen dat de fosfaatconcentratie in het poriewater juist afneemt. De fosforconcentratie in het poriewater is door deze co-precipitatie mogelijk lager (afbeelding 5.28). Hetzelfde proces van sulfaatreductie zorgt er ook voor dat er geen vrij ijzer meer in het porievocht aanwezig is. De Fe:P ratio in het poriewater is voor de brakke meren dan ook erg laag (afbeelding 5.33). Dit betekent dat deze bodems, ongeacht de zuurstofconcentratie van de waterlaag, dus jaarrond fosfaat kunnen naleveren naar de waterlaag. Afbeelding 5.32 vat de hiervoor beschreven processen samen in een schematisch overzicht.



Afbeelding 5.32, Schematische weergave van de effecten op biogeochemische processen onder brakke condities met hogere natriumconcentraties. De uitwisseling van calcium en ammonium door natrium van het adsorptiecomplex zijn weergegeven. De afbraak van organisch materiaal wat ammonium, sulfide, bicarbonaat en fosfor oplevert, wordt gestimuleerd door sulfaat en nitraat. Rechts in het diagram is de vorming van ijzersulfiden en de fosformobilisatie van aan ijzerhydroxiden gebonden fosfor door sulfide. En rechts is ook de precipitatie van fosfor met calciumcarbonaat weergegeven.



Afbeelding 5.33 De sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater uitgezet tegen de totaal fosforconcentratie in het oppervlaktewater (driehoekjes, linker as) en tegen de ijzer:totaal fosfaat ratio in het poriewater in de bodem (rondjes, rechter as).



Afbeelding 5.34 De ijzer:totaal zwavel ratio (mmol:mmol /kg DW) in de bodem uitgezet tegen de ijzer- en fosforconcentratie in het poriewater.

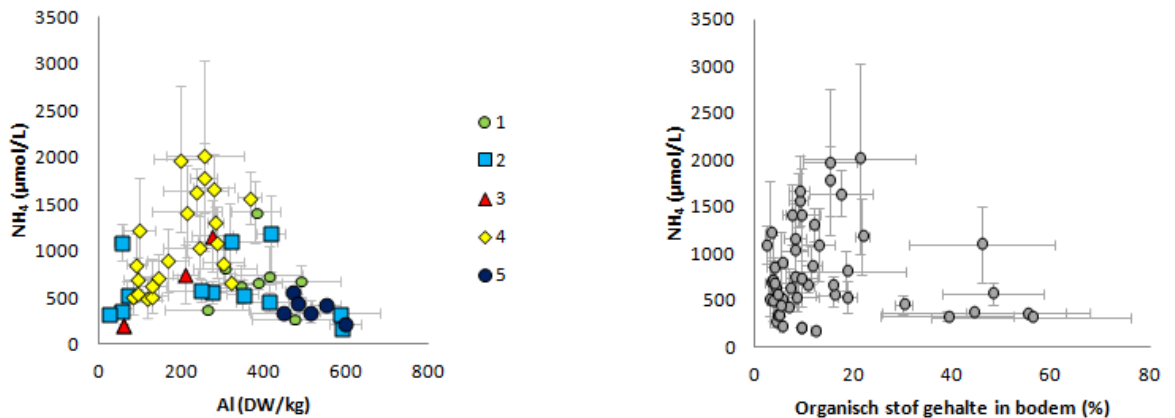
Samengevat kunnen brakkeren omstandigheden door een lagere Fe:P ratio een hogere fosforconcentratie in de waterlaag veroorzaken. Uit onderzoek naar de effecten van verbraking blijkt verbraking van systemen op korte termijn juist een sterke daling in nutriënt beschikbaarheid tot gevolg te hebben (Van Dijk *et al.* in prep). Hier is duidelijk meer onderzoek nodig naar verschillen op korte termijn c.q. met wisselende zoutconcentraties versus effecten op de lange termijn.

5.4.2 Invloed van bodemchemie op chemische poriewatersamenstelling

Concentraties in het poriewater in de bodem worden bepaald door chemische processen en totale elementconcentraties in de bodem. In deze paragraaf wordt besproken welke factoren in de bodem de concentratie in het poriewater mogelijk beïnvloeden.

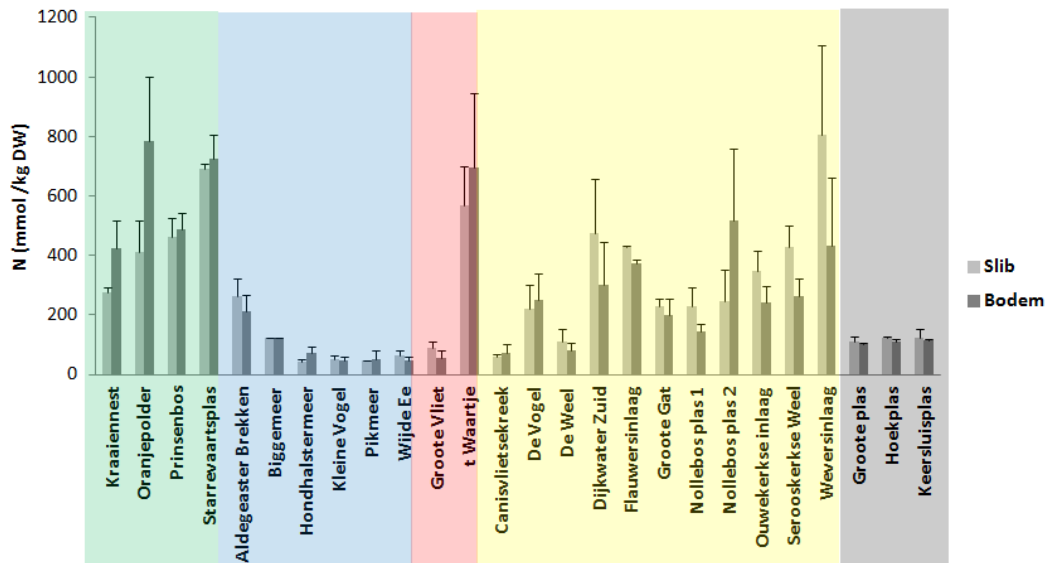
Stikstof

De stikstofconcentratie in het poriewater van de zeekleimeerbodem vanuit de bodem wordt deels verklaard door bindingsplaatsen aan het kationuitwisselingscomplex voor ammonium en de totaal stikstofconcentratie in de bodem. In afbeelding 5.35 is links onder de ammoniumconcentratie in het bodemvocht uitgezet tegen de aluminiumconcentratie in de bodem. Hieruit blijkt dat de aluminiumconcentratie in de bodem in enkele geografische regio's een correlatie heeft met de ammoniumconcentratie in het porievocht. Voor enkele regio's geldt dit juist niet. In de regio's Zeeland en Noord-Holland blijkt een goede correlatie te zijn. Hier zijn bodems met meer aluminium sterker opgeladen met ammonium. Voor de zeekleimeren in Zuid-Holland en Flevoland gaat deze correlatie niet op. De meerbodems in deze regio's hebben relatief hoge aluminiumconcentraties maar geen sterke oplading met ammonium.



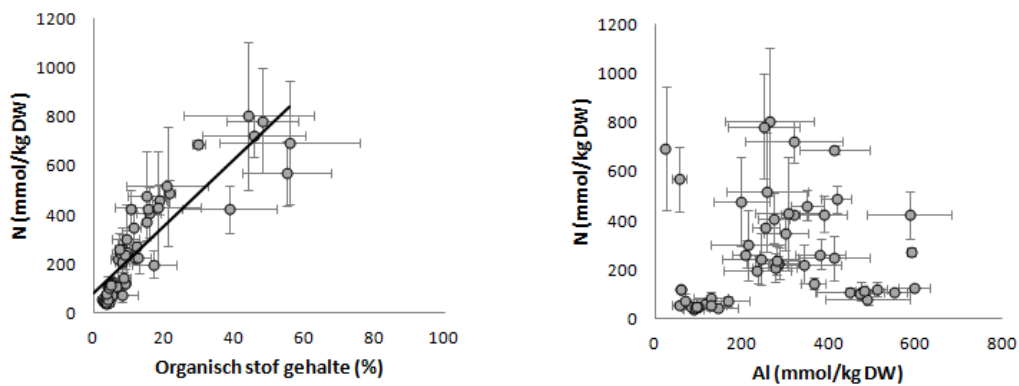
Afbeelding 5.35 Links de aluminiumconcentratie in de bodem en rechts het organischstof gehalte uitgezet tegen de ammoniumconcentratie in het poriewater. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rood driehoek = Noord-Holland, geel diamant = Zeeland, donkerblauw cirkel = Flevoland).

In afbeelding 5.36 is de gemiddelde totaal stikstofconcentratie in de sliblaag en onderliggende kleibodem weergegeven. Hieruit blijkt dat zeekleimeerbodems van Zuid-Holland en een groot aantal meren in Zeeland rijker zijn in totaal stikstof in vergelijking met de meerbodems van meren in Friesland, Groningen en Flevoland.



Afbeelding 5.36 De gemiddelde totaal stikstofconcentratie van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeekleimeren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

De totaal stikstofconcentratie in de bodem blijkt duidelijk te correleren ($R^2=0,78$, $P<0,01$) met het organisch stofgehalte in de bodem (afbeelding 5.37).

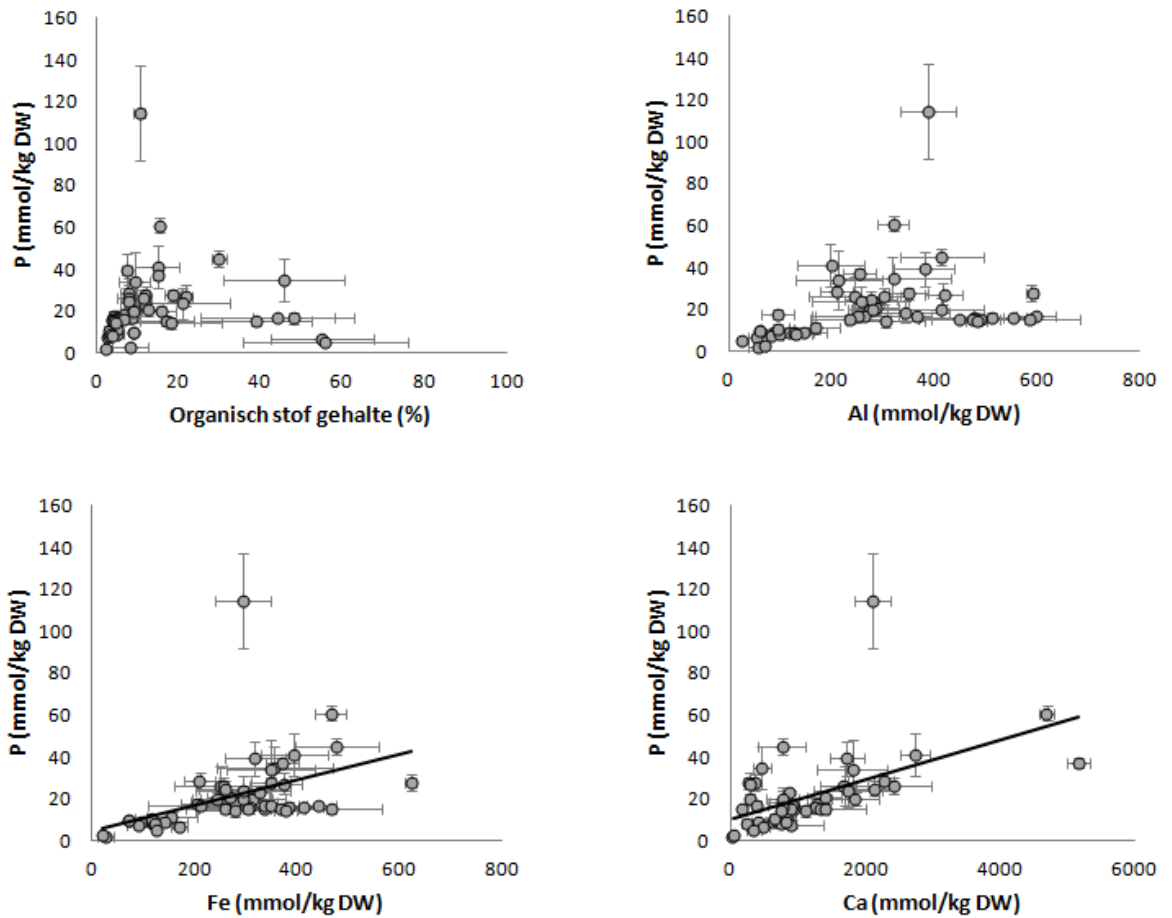


Afbeelding 5.37 Het organisch stofgehalte (links) en de totaal aluminiumconcentratie in de bodem (rechts) uitgezet tegen de totaal stikstofconcentratie in de bodem.

Fosfor

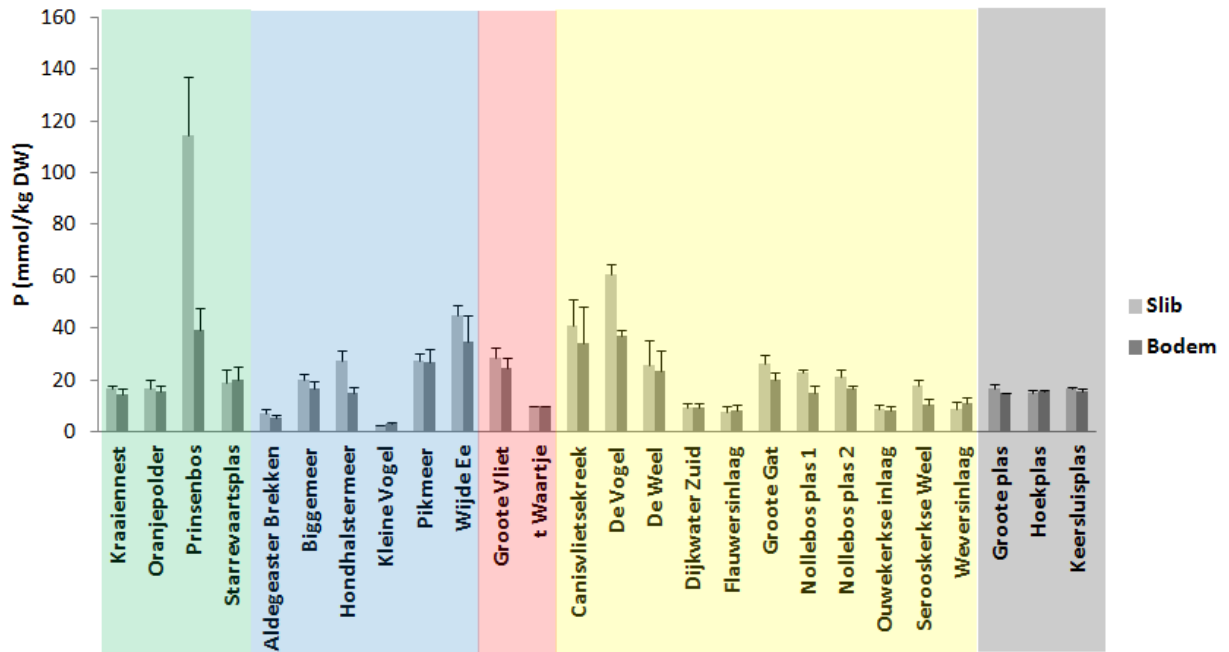
In tegenstelling tot de totaal stikstofconcentratie, correleert de fosforconcentratie niet met het organisch stofgehalte in de waterbodem (afbeelding 5.38) ($R^2=0,003$, $P<0,70$). Door de hoge ijzer-, aluminium- en calciumconcentraties hebben kleibodems een sterke bindingcapaciteit voor fosfaat. Hierdoor kan er meer fosfaat in de bodem aanwezig zijn door binding met ijzer, aluminium en calcium dan enkel het organisch fosfor in de bodem. Uit afbeelding 5.38 blijkt dat de fosforconcentratie in de bodem beter correleert met de ijzer- en calciumconcentratie in de bodem dan met het organisch stofgehalte. De totaal fosforconcentratie in de bodem blijkt significant te correleren met de totaal calcium ($R^2=0,532$, $P<0,05$) en de totaal ijzerconcentratie ($R^2=0,212$, $P<0,05$) in de bodem (afbeelding 5.38).

De aluminiumconcentratie en het organisch stofgehalte correleren niet met de totaal fosforconcentratie.



Afbeelding 5.38 De gemiddelde organisch stoffractie in zeekleimeerbodems (zowel de sliblaag als de onderliggend bodem) uitgezet tegen de totaal fosforconcentratie in de bodem (+/- S.E.M.). In de overige drie diagrammen is de totaal aluminium-, ijzer- en calciumconcentratie in de bodem uitgezet tegen de totaal fosforconcentratie in de bodem (+/- S.E.M.).

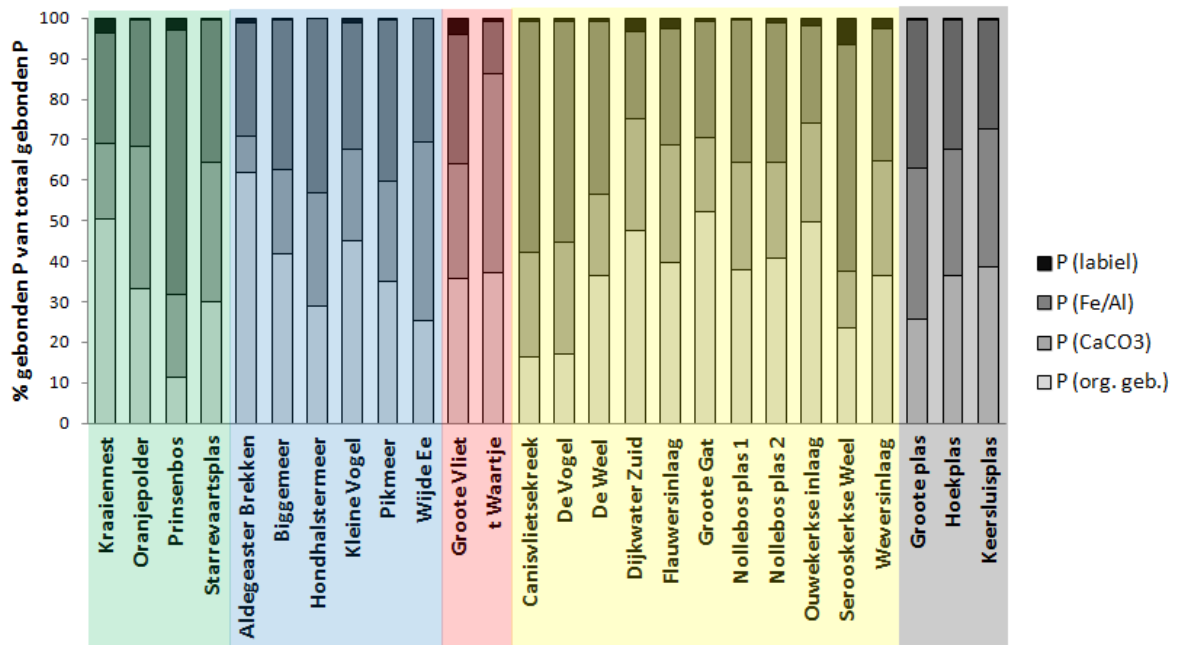
Onderling verschillen de meren in totaal fosforconcentraties in de bodem. Deze is gemiddeld 24 mmol P_{tot} /kg DW in de sliblaag en 18 mmol P_{tot} /kg DW in de onderliggende bodem (zie afbeelding 5.39).



Afbeelding 5.39 De gemiddelde totaal fosforconcentratie van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeeleimeren. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

Gemiddelde totaal fosforconcentraties in de bodem variëren van 5-120 mmol P/kg droge bodem. In vergelijking met andere waterbodems zijn de zeeleimeer bodems relatief rijk aan fosfor. Ter vergelijking, de totaal P concentratie in slib van voedselarme vennen is 3-20 mmol P/kg DW (Brouwer *et al.*, 2009). In enkele andere onderwaterbodems zoals laagveenplassen in Loosdrecht en Fortgrachten bij Utrecht is de totaal P concentratie in slib respectievelijk 17-27 mmol P/kg DW (Smolders & Lucassen, 2006) en 15-30 mmol/kg (Weijters & Brouwer, 2007). Er zijn echter ook locaties in Nederland waar de waterbodems rijker in nutriënten zijn: 90-150 mmol P/kg DW in aalscholverkolonie bij Nieuwkoop (Van Diggelen & Brouwer, 2007), 50-100 mmol P/kg DW in slootbodems in het Westland, 150 mmol P/kg DW in de Vecht (Poelen *et al.* 2011 & Poelen *et al.* in prep.) en concentraties tot 300 mmol P/kg DW op enkele locaties in de Reeuwijkse plassen (Lamers *et al.*, 2006).

Door middel van een reeks van extracties is er een fractionering uitgevoerd van het in de waterbodems gebonden fosfor. Uit een fosfor fractionering blijkt dat gemiddeld 34% van het aanwezige fosfor in de bodems gebonden is aan ijzer- en aluminiumoxide. Daarnaast bestaat 35% uit organisch fosfor en is 28% gebonden aan calciumcarbonaat. Een klein percentage (2%) bestaat uit labiel fosfor (zie afbeelding 5.40). In afbeelding 5.40 is de fosfaatfractionering weergegeven voor de sliblaag. De fractionering voor de onderliggende bodem laat vergelijkbare resultaten zien en is daarom niet opgenomen. Er is geen sterke correlatie gevonden tussen de elementgebonden fosfor fractie en de totaal concentratie van het desbetreffende element (bijvoorbeeld het Fe+Al gebonden P uitgezet tegen de Fe+Al concentratie) (zie bijlage VII voor details).



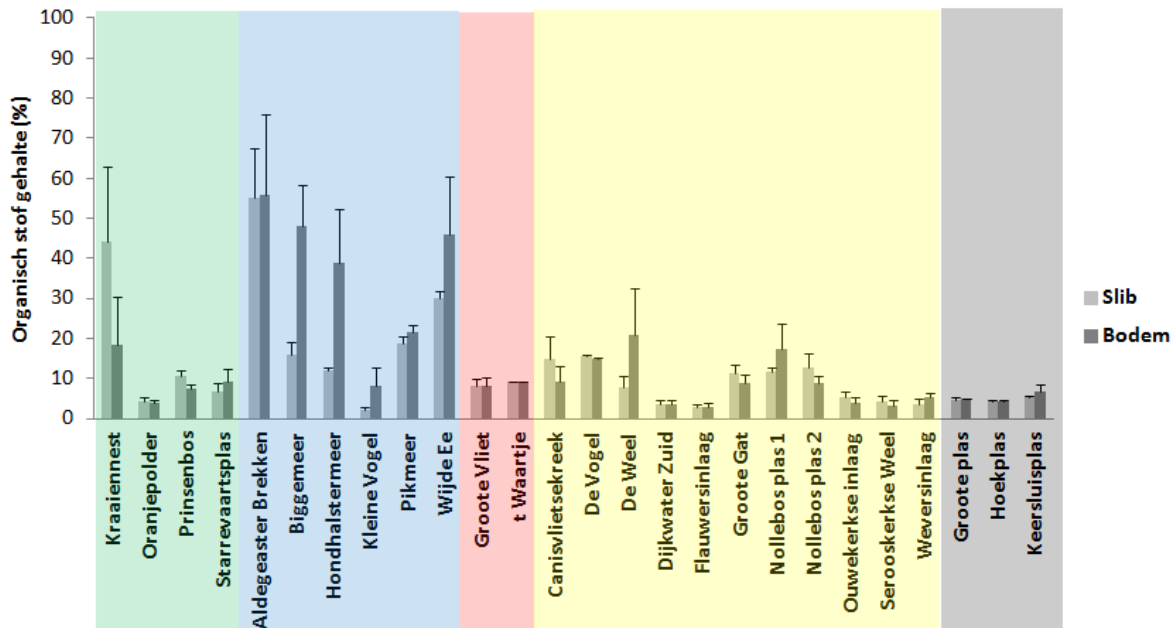
Afbeelding 5.40 De verdeling van het totaal in de sliblaag gebonden fosfor ingedeeld in verschillende fracties op basis van procenten. Van onder naar boven: het percentage organisch gebonden fosfor, het aan calciumcarbonaat gebonden fosfor, het aan ijzer en aluminiumgebonden fosfor en het label gebonden fosfor. In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

5.4.3 Waterbodemsamenstelling zeekleimeren

Opvallend was dat er voor veel zeekleimeren weinig gegevens beschikbaar bleken te zijn over de bodemeigenschappen en de ontstaansgeschiedenis van de meren. Voor veel zeekleimeren was bekend dat er zeeklei in de waterbodembodem aanwezig was, maar het was vaak onduidelijk of dit aan het oppervlak lag of dat er bijvoorbeeld veen of zand bovenop de zeekleilaag aanwezig was. Gedurende het veldwerk kwam naar voren dat bij een aantal meren dat als 'zeekleimeer' werd beschreven, geen of slechts sporadisch zeeklei onder de sliblaag (25 cm) aanwezig was. In die betreffende meren bestond de bodem gedeeltelijk of geheel uit veen of zand. Geregeld bevatten meren een dikke (10-30 cm) sliblaag, welke vaak maar gedeeltelijk uit zeeklei bestaat. De verschillen in ontstaansgeschiedenis van de verschillende zeekleimeren zijn dan ook groot. In enkele meren bestaat de bodem slechts ten dele uit zeeklei en verder juist uit zand of (onvervaard) veen. Veel meren zijn ontstaan door afgravingen of waren de laagste punten en achtergebleven na inpoldering. De meren in Noord-Holland en Friesland zijn ontstaan door het afgraven van veen tot op de onderliggende zeekleibodem. Vele meren zijn door afgravingen ontstaan, zoals de zeekleimeren in Zuid-Holland en enkele in Zeeland (Starrevaartsplas). Een groot deel van de zeekleimeren in Zeeland zijn ontstaan uit oude ingedijkte kreekrestanten en inlagen. Enkele zeekleimeren zoals de meren in Flevoland zijn relatief recent aangelegd in het kader van natuurontwikkelingsprojecten. Van de in polders gelegen zeekleimeren zijn pas veel later de natuurwaarden erkend. Door snellere bodemdaling van de ontgonnen delen van de polders, rondom de huidige zeekleimeren, liggen de zeekleimeren nu soms juist op het hoogste punt en is omkading noodzakelijk geweest.

In veel zeekeimeren is een dikke sliblaag aangetroffen die in direct contact staat met het oppervlaktewater. Dit is de zone van de waterbodem waar flora en fauna mee in contact komen. Chemisch is er een sterke overeenkomst tussen de sliblaag en de onderliggende kleibodem. Er is een sterke correlatie tussen bijvoorbeeld de aluminium- (R^2 0,93, $P < 0,01$) en ijzerconcentraties (R^2 0,84, $P < 0,01$) tussen beide bodemlagen (bijlage VI). Ook in het poriewater is er een sterke correlatie tussen elementconcentraties. Totaal stikstof- en totaal fosforconcentratie correleren sterk tussen beide lagen (P ; $R^2=0,71$, $P < 0,01$, N ; $R^2=0,58$, $P < 0,01$). Ook de fosfor-, fosfaat- en ammoniumconcentratie in het poriewater correleert tussen beide bodemlagen (PO_4 ; $R^2=0,82$, $P < 0,01$, P_{tot} ; $R^2=0,76$, $P < 0,01$, NH_4 ; $R^2=0,40$, $P < 0,01$) (bijlage VII). Gemiddeld is de totaal fosfor- en totaal stikstofconcentratie iets hoger in de sliblaag in vergelijking met de onderliggende kleibodem. Over alle zeekeimeerbodems gemiddeld is het organisch stofgehalte hoger in de onderliggende bodem dan in de sliblaag (15,0% in de bodem t.o.v. 12,5% in het slib). Als de meren met veen uit de selectie worden gelaten, heeft de sliblaag gemiddeld een hoger organisch stofgehalte (8,5% in de bodem t.o.v. 9,2% in het slib). Er blijkt dus doorgaans een grote overeenkomst te bestaan tussen de sliblaag en de bodem. Waarnemingen in het veld onderbouwen dit, aangezien er vaak sprake is van een zeer geleidelijke overgang tussen beide bodemlagen. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de sliblaag in Nederlandse zeekeimeren vooral opgebouwd met intern gemobiliseerd materiaal.

Enkele meren bevatten gedeeltelijk weinig en/of organisch rijk slib. Voorbeelden hiervan zijn het Hondshalstermeer, Biggenmeer, Pikmeer, Wijde Ee en Aldegeaster Brekken. De overige zeekeimeren bevatten minder tot geen veen en hadden een gemiddeld organisch stofpercentage dat lager was dan 20% (vaak zelfs lager dan 5%; afbeelding 5.41). De waterbodem van het merendeel van de bemonsterde meren bestaat voor een groot gedeelte uit zeelei. In veel zeekeimeren was sprake van een relatief zachte kleiige sliblaag bovenop de onderliggende stevigere kleibodem. De overgang tussen de slib en onderliggende bodemlaag is vaak zeer geleidelijk zichtbaar.



Afbeelding 5.41 Het gemiddelde organisch stofgehalte (in percentage) van de sliblaag en onderliggende bodem van de zeekeimeren (+/- S.E.M.). In kleur zijn de verschillende geografische regio's weergegeven (groen=Zuid-Holland, blauw = Groningen & Friesland, rood = Noord-Holland, geel = Zeeland, grijs = Flevoland).

Ontstaansgeschiedenis, chemische samenstelling en geografische indeling

De chemische samenstelling van waterbodems in zeekleimeren wordt zoals verwacht in belangrijke mate bepaald door de ontstaansgeschiedenis van de zeelei. Op basis van concentraties van aluminium, natrium, magnesium, zwavel en ijzer zijn zeekleimeerbodems in te delen in geografische regio's. De omstandigheden tijdens de vorming van de klei, zoals de verschillende bronnen van het sediment (locaties in de Noordzee, verschillende estuaria), vormen de basis van de chemische samenstelling van de bodem (Locher & de Bakker, 1990). Ook de recentere ontstaansgeschiedenis van het zeekleimeer heeft gevolgen voor het type zeelei dat de bodem van het meer vormt (zoals oudere inlagen die langzaam verzoeten). Door hoge concentraties verweerbare kleimineralen en oxiden in zeelei zoals SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , bevatten de bodems van zeekleimeren relatief hoge aluminium-, ijzer-, magnesium- en kaliumconcentraties. Ook de calciumconcentratie in zeeleibodems is relatief hoog door de aanwezigheid van calciumcarbonaten. Door de brakke historie bevat zeelei ook vaak veel zwavel waardoor het ijzer gebonden is in de vorm van ijzersulfiden. Door de invloed van zout water tijdens de vorming van het zeelei bevat het in vergelijking met rivierklei ook relatief veel natrium, chloride, magnesium en kalium.

Geografische indeling

Door de verschillende herkomst van het moedermateriaal bepaalt de ontstaansgeschiedenis van de zeeleibodem mede de chemische samenstelling ervan. Factoren die hierbij een rol spelen zijn o.a. een verschillende menging van typen sediment tijdens de sedimentatie van de klei, de locatie van herkomst van sediment uit de zee en de menging met sediment uit verschillende estuaria. De bemonsterde zeekleimeren zijn ingedeeld in vijf verschillende geografische regio's (Zuid-Holland, Groningen & Friesland, Noord-Holland, Zeeland en Flevoland). Bodems van meren in Zeeland zijn over het algemeen rijk aan natrium en in mindere mate aan magnesium. In vergelijking met de andere meerbodems zijn ze relatief arm aan organisch stof, aluminium en ijzer. Meerbodems uit Friesland en Groningen zijn wat rijker aan ijzer en enkele zijn ook rijk aan organisch stof en zwavel. Meren in Zuid-Holland vertonen relatief veel spreiding en variatie over meerdere chemische parameters. De meren in Flevoland zijn onderling goed vergelijkbaar en bevatten relatief veel aluminium en magnesium en juist weinig organisch stof en zwavel. In bijlage VIII wordt hier dieper op ingegaan en zijn spreidingsdiagrammen opgenomen waarin verschillende elementen in de bodem van meren in de vijf geografische regio's tegen elkaar zijn uitgezet. In bijlage V is een lijst opgenomen met gemiddelde concentraties van elementen in de bodem van de bemonsterde zeekleimeren.

5.4.4 Vergelijking Zeekleimeren met andere Nederlandse meren

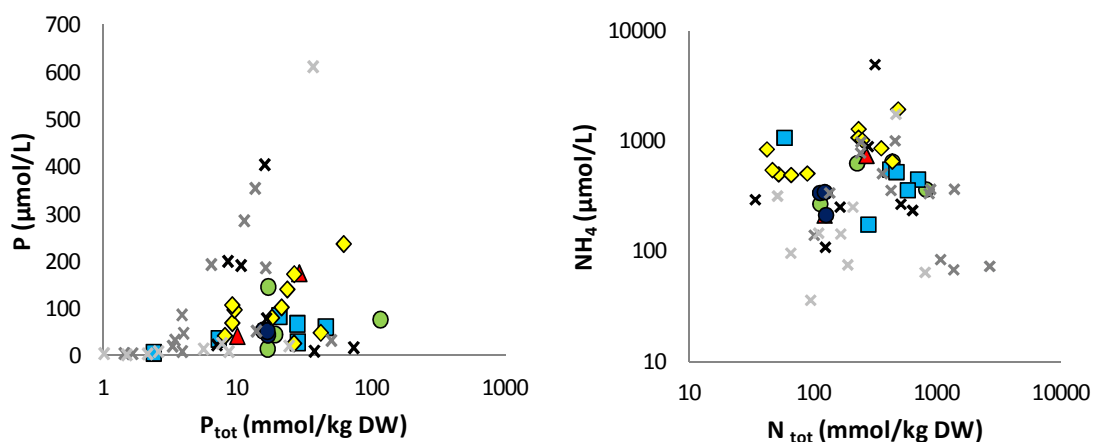
Inleiding

In hoeverre wijken zeekleimeren nu af van andere type meren? Om deze vraag te kunnen beantwoorden zijn de chemische eigenschappen van de waterbodems van zeekleimeren vergeleken met andere Nederlandse waterbodems uit veen-, rivierklei- of zandwateren. Hierbij is gebruik gemaakt van resultaten uit het recente uitgevoerde KRW-innovatiefondsonderzoek Maatregelen baggeren en nutriënten (BaggerNut) (Poelen *et al.* (2011 en 2012)).

Nutriënten in de bodem

De totaal fosforconcentraties in het poriewater van de waterbodem variëren tussen 10 en 240 $\mu\text{mol/L}$ (afbeelding 5.42). Om de zeekleimeerbodems met

andere Nederlandse waterbodems te kunnen vergelijken zijn ze vergeleken met gegevens uit het Baggernutonderzoek (in dit onderzoek zijn een grote selectie over verschillende bodemtypen in Nederland gelegen meren op vergelijkbare wijze bemonsterd (Poelen *et al.* (2011 en 2012))). In vergelijking met de BaggerNut dataset vallen de totaal fosforconcentraties in het poriewater in de zeekleimeerbodems relatief laag uit. De totaal fosforconcentraties in de bodem van de zeekleimeren zijn echter relatief hoog in vergelijking met de andere Nederlandse waterbodems (zie afbeelding 5.42). In deze dataset valt ook op dat de kleibodems relatief meer fosfor bevatten dan de bodems van zand- en veenwateren. Het poriewater van zeekleimeerbodems bevat (relatief) hogere ammoniumconcentraties. De totaal stikstofconcentratie in de zeekleimeerbodems is vergelijkbaar met andere waterbodems van klei en zand; veenbodems hebben hogere totaal stikstofconcentraties.



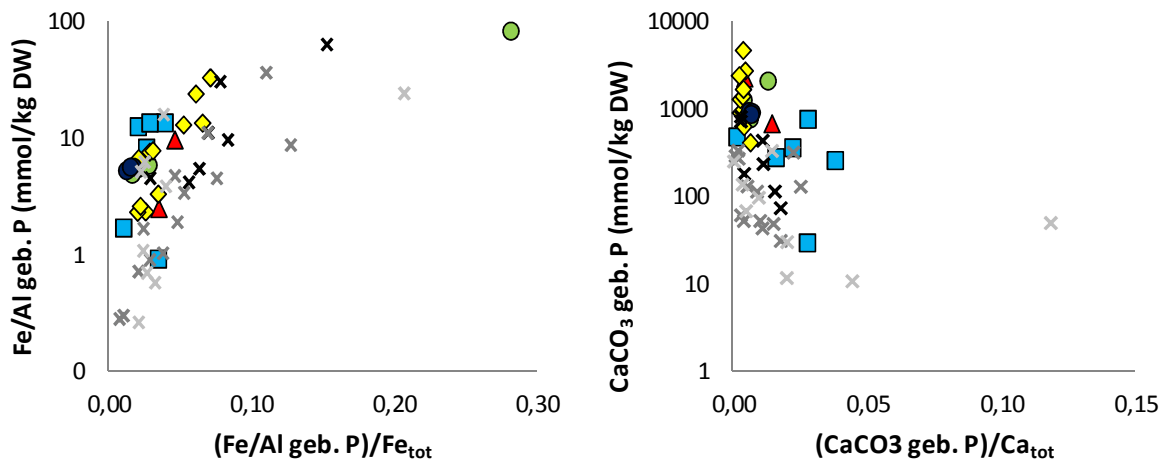
Afbeelding 5.42 Links de totaal fosforconcentratie in de bodem uitgezet tegen de totaal fosforconcentratie in het poriewater. Rechts de totaal stikstofconcentratie in de bodem uitgezet tegen de ammoniumconcentratie in het poriewater. In kleur zijn de data van zeekleimeren uit dit onderzoek (groene cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rode driehoek = Noord-Holland, gele ruit = Zeeland, donkerblauwe cirkel = Flevoland). In kruisjes de data uit het Baggernutonderzoek ingedeeld naar bodemtype (lichtgrijs = zand, donkergrijs = veen, zwart = klei).

Fosforbinding in de waterbodem

In zeekleimeerbodems is een groter deel fosfor gebonden aan calcium dan aan ijzer en aluminium ten opzichte van andere Nederlandse waterbodems. Ijzer speelt waarschijnlijk een grotere rol in de binding van fosfaat dan aluminium. De ijzer en aluminium gebonden fosfor fractie bestaat daarom waarschijnlijk grotendeels uit ijzergebonden fosfaat. De aan calciumgebonden fosforconcentratie is dan ook hoger in zeekleimeerbodems. De hoeveelheid aan ijzer en aluminium gebonden fosfor is vergelijkbaar met andere Nederlandse waterbodems. De verzadiging van de fosfaatverzadiging is echter lager in de zeekleimeerbodems dan in de andere Nederlandse waterbodems. Verhoudingsgewijs hebben de zeekleimeerbodems namelijk minder aan ijzer en aluminium gebonden fosfor ten opzichte van de totaal ijzerconcentratie in de waterbodem (lagere $\text{Fe/Al geb.P} : \text{Fe}_{tot}$ -ratio) (afbeelding 5.43).

De ijzerconcentratie in het poriewater is lager in de zeekleimeerbodems ten opzicht van de andere waterbodems. De totaal ijzerconcentratie in de bodem

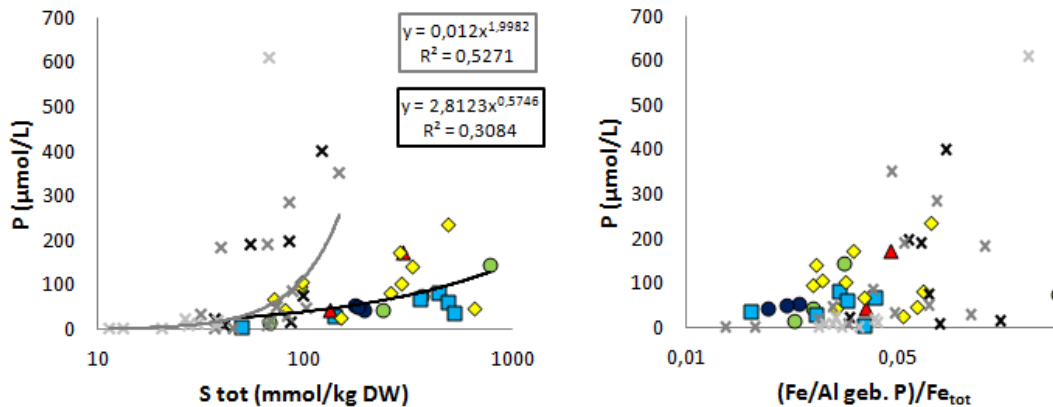
is juist iets hoger in de zeeleimeerbodems. Hier kunnen twee verklaringen voor zijn. Ten eerste zouden de lage ijzerconcentraties in het poriewater verklaard kunnen worden doordat er meer ijzer aan zwavel is vastgelegd in zeeleimeerbodems. Een tweede verklaring zou kunnen zijn dat de redoxpotentiaal van de bodem mogelijk hoger is, bijvoorbeeld doordat er minder organische stof aanwezig is dan in veenwaterbodems.



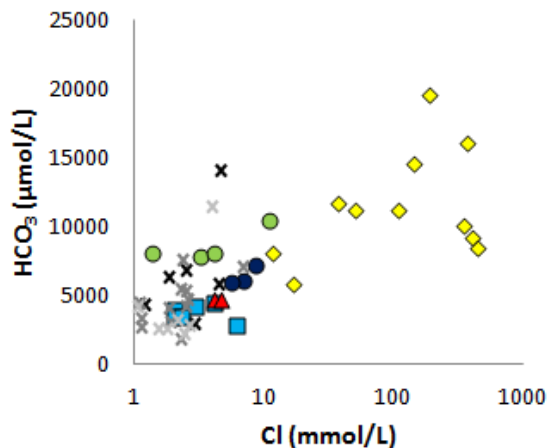
Afbeelding 5.43 Links de ratio van aan ijzer en aluminium gebonden fosfor en de totaal ijzerconcentratie in de bodem uitgezet tegen de aan ijzer- en aluminiumgebonden, fosforconcentratie. Rechts de ratio van aan calciumcarbonaat gebonden fosfor gedeeld door de totale calciumconcentratie in de bodem, uitgezet tegen de, aan calciumcarbonaat gebonden, fosforconcentratie. In kleur zijn de data van zeeleimeren uit dit onderzoek (groene cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rode driehoek = Noord-Holland, gele ruit = Zeeland, donkerblauwe cirkel = Flevoland). In kruisjes de data uit het Baggernutonderzoek ingedeeld naar bodemtype (lichtgrijs = zand, donkergrijs = veen, zwart = klei).

Zwavel, chloride en buffercapaciteit

Opvallend is de hogere totaal zwavelconcentraties in de zeeleimeerbodems in vergelijking met andere Nederlandse waterbodems (afbeelding 5.44). Ook blijkt in beide datasets een verband te zitten tussen de zwavelconcentratie in de bodem en de totaal fosforconcentratie in het poriewater, bij een hogere zwavelconcentratie in de bodem zijn hogere fosforconcentraties gevonden (afbeelding 5.44). Interessant is dat bij de zeeleimeren dataset de fosforconcentraties in het poriewater pas bij hogere zwavelconcentraties hoger zijn in vergelijking met andere Nederlandse meren. Hier kunnen twee verklaringen voor zijn. Ten eerste kunnen zeeleibodems een lagere fosfaatverzadiging hebben. Uit het rechter figuur in afbeelding 5.44 blijkt ook dat de ratio ijzer en aluminium gebonden fosfor: totaal ijzer lager is in de zeeleimeerbodems, dat kan duiden op een lagere fosfaatverzadiging. Dit betekent dat als er sulfide gevormd wordt, er niet gelijk fosfor vrijkomt, omdat er nog genoeg bindingscapaciteit voor fosfor over is. Een tweede verklaring zou een hogere redoxpotentiaal kunnen zijn, waardoor zwavel overwegend in de vorm van sulfaat aanwezig is. Ook hebben de zeeleimeerbodems, met name de brakkere, een hogere bicarbonaatconcentratie en buffercapaciteit in het poriewater (afbeelding 5.45).



Afbeelding 5.44 Links de totaal zwavelconcentratie in de bodem uitgezet tegen de totaal fosforconcentratie in het poriewater. In dit figuur is voor beide sets een trendlijn weergegeven, de zeekleimeerbodems dataset in zwart, de baggernut waterbodemsset in grijs. Rechts de ratio van aan ijzer en aluminium gebonden fosfor en de totaal ijzerconcentratie in de bodem uitgezet tegen de de totaal fosforconcentratie in het poriewater. In kleur zijn de data van zeekleimeren uit dit onderzoek (groene cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rode driehoek = Noord-Holland, gele ruit = Zeeland, donkerblauwe cirkel = Flevoland). In kruisjes de data uit het Baggernutonderzoek ingedeeld naar bodemtype (lichtgrijs = zand, donkergrijs = veen, zwart = klei).



Afbeelding 5.45 De chlorideconcentratie in het poriewater uitgezet tegen de bicarbonaatconcentratie in het poriewater. In kleur zijn de data van zeekleimeren uit dit onderzoek (groene cirkel = Zuid-Holland, blauw vierkant = Groningen & Friesland, rode driehoek = Noord-Holland, gele ruit = Zeeland, donkerblauwe cirkel = Flevoland). In kruisjes de data uit het Baggernutonderzoek ingedeeld naar bodemtype (lichtgrijs = zand, donkergrijs = veen, zwart = klei).

5.5 Interne fosfaatbelasting versus kritische fosfaatbelasting

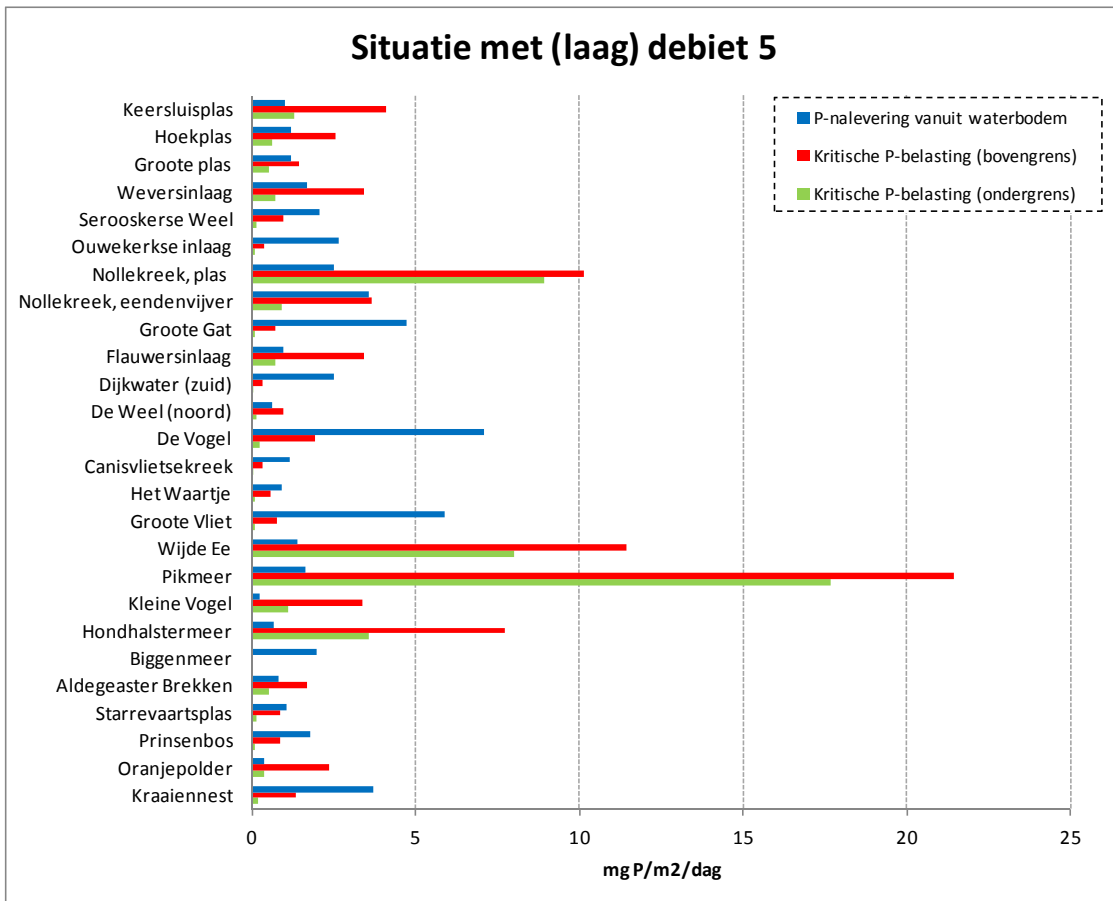
5.5.1 Inleiding

In de rapportage van het OBN-onderzoeksprogramma Laagveenwateren (Lamers et al., 2006) is veel aandacht geschonken aan het concept 'alternatieve stabiele toestanden' (o.a. Scheffer, 1998). Het concept beschrijft verschillende toestanden waarin een meer zich kan bevinden, die afhankelijk zijn van enerzijds de eigenschappen van het meer en anderzijds de nutriëntenbelasting. De verschillende toestanden kunnen omschreven worden als 1) helder en plantenrijk en 2) troebel, plantenarm en algenrijk. De situatie waarin een meer zich bevindt is afhankelijk van kenmerken zoals diepte, bodemtype, strijklengte en peilfluctuatie. Deze kenmerken bepalen gezamenlijk de kritische belastingsgrenzen. De kritische belastingsgrenzen geven aan bij welke nutriëntenbelasting een omslag kan plaatsvinden van de ene toestand in de andere (Jaarsma et al., 2008). Een helder en plantenrijk meer kan veranderen in een troebel en algenrijk meer op het moment dat de nutriëntenbelasting de kritische belastingsgrens (Pkrit2) overschrijdt. Bij het verminderen van de nutriëntenbelasting zou het meer naar verwachting weer overgaan in een helderen en plantenrijke toestand. Vanwege het verschillende biologische terugkoppelingsmechanismen gebeurt dit echter pas als de nutriëntenbelasting veel verder wordt teruggebracht (Pkrit1). Door dit zogenaamde hysteresis-effect is het herstel van troebele en algenrijke meren niet eenvoudig. Enerzijds moet de nutriëntenbelasting fors(er) worden verminderd en/of anderzijds moet er fors worden geïnvesteerd in het verhogen van de kritische belasting waardoor de robuustheid van het meer toeneemt. Welke maatregelen meest kansrijk zijn is onder meer afhankelijk van de nutriëntenbelasting ten opzichte van de kritische belastingsgrenzen. De nutriëntenbelasting bestaat niet alleen uit extern aangevoerde nutriënten via bijvoorbeeld inlaatwater of afstroming, maar ook uit intern gemobiliseerde nutriënten. Meren met een kleibodem vertonen eenzelfde hysteresis-effect als laagveenwateren, maar de kritische P-belasting ligt wat hoger dan in meren met een veenbodem en lager dan in meren met een zandbodem (Janse et al., 2008). Als het doorzicht in zeekeimeren echter verslechterd, dan neemt ook de kritische belasting af, omdat het licht de bodem niet kan bereiken en hiermee de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten wordt beperkt.

Uit het OBN-onderzoeksprogramma Laagveenwateren is duidelijk naar voren gekomen dat de waterbodem een belangrijke interne bron van nutriënten is waar bij het herstel van veenplassen rekening mee gehouden moet worden. Uit dit OBN onderzoek blijkt dat dit ook voor zeekeimeren geldt. In deze studie werden met behulp van het metamodel van PClake kritische grenzen voor de onderzochte zeekeimeren afgeleid. De interne nutriëntenbelasting werd ingeschat door de analyseresultaten te vergelijken met eerder uitgevoerde naleveringsexperimenten. Op basis van deze exercitie kan een eerste beeld verkregen worden van de ecologische toestand van de zeekeimeren. Een complete systeemanalyse waarbij water- en stoffenbalansen worden opgesteld en het (hoofd)model PC-lake wordt gebruikt is aan te bevelen voor meren waar op basis van de eerste screening kans op verbetering van de waterkwaliteit.

5.5.2 Resultaten

Voor de 26 zeekeimeren waarvan de bodem aanvullend is bemonsterd, werden kritische belastingsgrenzen met het metamodel PCLake ingeschat. Vervolgens werden de interne belastingen (de potentiële fosfaatnalevering) uitgezet tegen de kritische belastingen (afbeelding 5.46). De interne nutriëntenbelasting blijkt relatief hoog en in de meeste gevallen hoger dan de kritische ondergrens (Pkrit1).



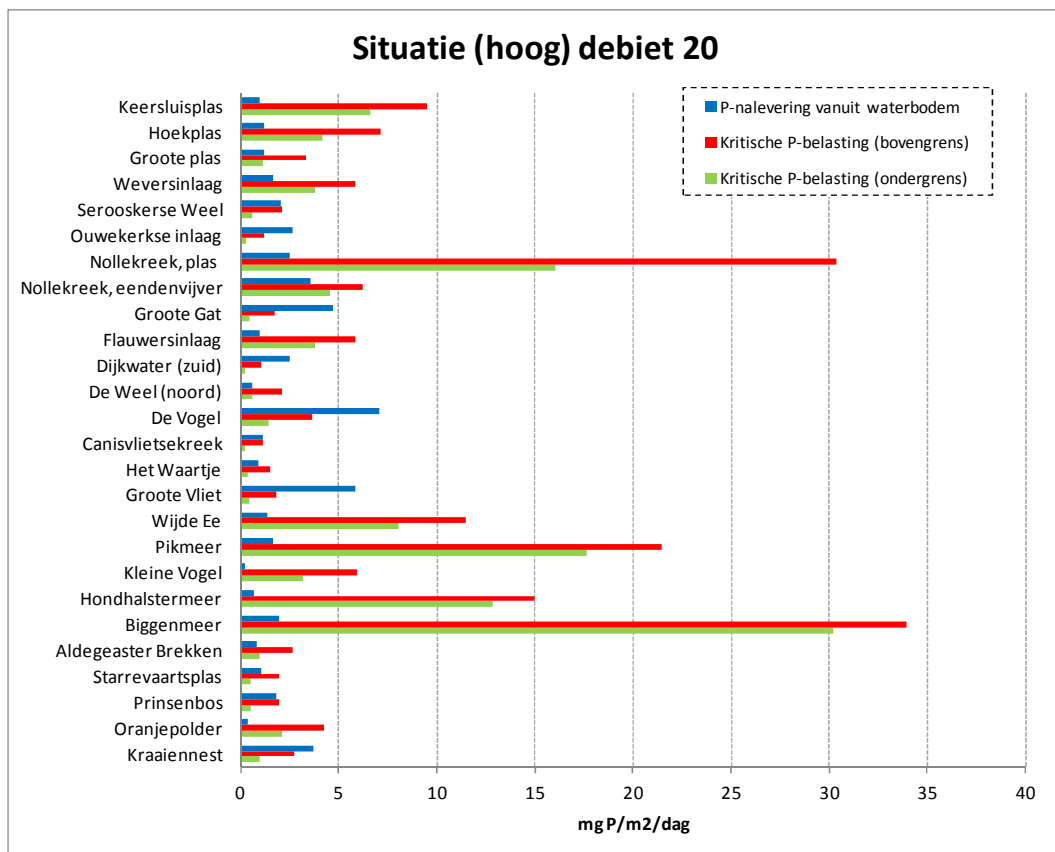
Afbeelding 5.46. Interne nutriëntenbelasting versus kritische belasting bij laag debiet of lange verblijftijd. De interne belasting (nalevering vanuit waterbodem) is weergegeven in blauw. Pk_{krit1} (omslag troebel > helder) is ondergrens in groen. Pk_{krit2} (omslag helder > troebel) is weergegeven in rood.

De uitgangssituatie voor deze zeekeimeren is troebel en plantenarm en (soms) algenrijk. Hoewel ook zwevend stof een belangrijke factor in het doorzicht is, was er in ieder geval geen sprake van een helder en plantenrijke situatie. In een aantal gevallen is de interne nutriëntenbelasting zelfs hoger dan de bovengrens. Bij de interpretatie moet rekening worden gehouden met het feit dat de bodem (slechts) één onderdeel van de totale nutriëntenbelasting is. De werkelijke nutriëntenbelasting is (nog) hoger. Op grond hiervan is het voor de meren die zich qua belasting tussen de kritische grenzen bevinden niet duidelijk in hoeverre in deze meren ook sprake is van een overschrijding van de hoogste kritische grens (Pk_{krit2}).

De debieten (en verblijftijden) waren niet van alle meren bekend. Voor meren waarvan deze gegevens ontbraken is een lage en een hoge inschatting gedaan (5-20 mm/d). Hieruit blijkt (afbeelding 5.46 en 5.47) direct het effect

van verblijftijd op de kritische grenzen. Bij een hoger debiet (lagere verblijftijd) worden de kritische grenzen ook hoger. Algen krijgen bij een hoog debiet onvoldoende tijd om tot expressie te komen. Dit werkt positief op het doorzicht en op mogelijkheden voor plantengroei.

Voor wat betreft de (hoogte van de) kritische belastingsgrenzen van de zeekleimeren blijkt dat deze vergelijkbaar zijn met andere meren. De reden dat enkele meren over zeer hoge kritische grenzen beschikken wordt veroorzaakt door 1) geringe waterdiepte (Nollekreek, Hondshalstermeer) en/of 2) beperkte oppervlakte (Nollekreek) en/of 3) zeer korte verblijftijd (Wijde Ee, Pikmeer, Hondshalstermeer) en/of 4) waarden bevinden zich buiten modelgrenzen (zie methode; onzekerheden).



Afbeelding 5.47. Interne nutriëntenbelasting versus kritische belasting bij hoog debiet of korte verblijftijd. De interne belasting (nalevering vanuit waterbodembodem) is weergegeven in blauw. Pkrit1 (omslag troebel>helder) is ondergrens in groen. Pkrit2 (omslag helder>troebel) is weergegeven in rood.

6 Conclusies

6.1 Sturende factoren voor de waterkwaliteit van zeeleimeren

6.1.1 Huidige toestand oppervlaktewater zeeleimeren

Oppervlaktewater

Over het algemeen hebben de Nederlandse zeeleimeren een slechte ecologische toestand. Het doorzicht is vaak beperkt. Dit wordt door zowel algenbloei als zwevende kleideeltjes veroorzaakt. Veel van de wateren hebben dan ook een slechte score op de KRW-deelmaatlaten voor doorzicht, chlorofyl-a en nutriënten. Door relatief hoge nutriëntconcentraties treedt er in veel zeeleimeren algenbloei op. Uit resultaten van een enquête ingevuld door de waterbeheerders blijkt dat in zeeleimeren met een fluctuerend seizoensmatig waterpeil significant hogere fosforconcentraties aanwezig zijn. En dat in zeeleimeren met inlaat van extern oppervlaktewater de nutriëntenconcentraties juist significant lager zijn.

Vegetatie

Meren met een zeeleibodem worden gekenmerkt door een slecht doorzicht als gevolg van zwevende deeltjes en/of algenbloei. Over het algemeen zijn zeeleimeren dan ook arm aan onderdoken waterplanten. In enkele meren komen enkele fonteinkruiden van voedselrijker water voor. In het meest recente inventarisatiejaar is in tweederde van de meren geen submerse vegetatie aangetroffen. De oevers van zeeleimeren bestonden uit beschoeiing en natuurlijke oever. Langs oevers van zeeleimeren komen voornamelijk Riet, Heen en Grote en Kleine Lisdodde voor. In dit onderzoek zijn geen nieuwe gegevens over ondergedoken vegetatie verzameld.

Macrofauna

De benthische macrofaunagemeenschap in zeeleimeerbodems bestaat voornamelijk uit muggenlarven (*Chironomidae*) en borstelwormen (*Oligochaeta*). Beide groepen zijn in nagenoeg alle meren aangetroffen, met een gemiddelde biomassa van 23 gram drooggewicht muggenlarven per m² en 36 gram drooggewicht borstelwormen per m². In enkele brakkere zeeleimeren (de Weversinlaag en Flauwersinlaag) zijn ook grote aantallen zagers en tweekleppige aangetroffen.

6.1.2 Sturende factoren voor het oppervlaktewater en benthische biodiversiteit

Zowel de stikstof- als de fosforconcentratie blijken zoals verwacht sturend te zijn voor de algengroei. In brakke zeekleimeren lijkt dit vooral stikstof te zijn, in zoete zeekleimeren zowel stikstof en fosfor. In de waterbodem blijken beschikbare nutriënten niet direct sturend voor de biomassa van Chironomidae en Oligochaeta. Er lijkt echter wel een trend te zijn dat bij hogere organisch fosforconcentraties, de biomassa van muggenlarven ook hoger is. Het voorkomen van benthische macrofauna lijkt sterker gestuurd te worden door zout- en ijzer dan door de beschikbaarheid van nutriënten, vermoedelijk liggen toxiciteit en fysiologische stress hieraan ten grondslag.

6.2 De invloed van de waterbodem op de waterkwaliteit en biologische productie in zeekleimeren

6.2.1 Chemische samenstelling waterbodem

Van de onderzochte meren blijkt slechts een gedeelte daadwerkelijk een bodem van zeeklei te hebben. Vaak ligt hier een (soms deels uit ander materiaal bestaande) sliblaag overheen. De zeekleimeerbodems zijn relatief rijk aan nutriënten. Verhoudingsgewijs bevatten de waterbodems in zeekleimeren meestal meer fosfor dan stikstof. De gemiddelde totaal fosforconcentraties in de zeekleibodems variëren van 5-120 mmol P/kg droge bodem. De gemiddelde totaal stikstofconcentraties variëren van 50-800 mmol N/kg droge bodem. Zeekleimeerbodems bevatten hoge concentraties aan ijzer en aluminium. Door de invloed van zeewater zijn ook de natrium-, chloride-, calcium-, magnesium- en zwavelconcentraties hoog. De samenstelling is sterk geografisch bepaald door de ontstaansgeschiedenis van de bodem. De chemische samenstelling van de sliblaag in zeekleimeren is sterk vergelijkbaar met en de onderliggende zeekleibodem. De chemische samenstelling van het oppervlaktewater van de zeekleimeren verschilt sterk tussen de locaties. De meeste brakke zeekleimeren komen nu nog voor in Zeeland en Zuid-Holland.

Stikstof in de zeekleimeerbodems is hoofdzakelijk aanwezig in de vorm van organisch materiaal. Stikstof is grotendeels als ammonium beschikbaar in het poriewater (100-2001 $\mu\text{mol/L}$). In de meest zoete en meest brakke meren wordt ook nitraat in het poriewater gemeten (tot 50 $\mu\text{mol/L}$). Fosfaat in de waterbodems is grotendeels aan de bodem gebonden. Van het in de bodem aanwezige fosfaat is gemiddeld 35% in organisch vorm aanwezig, is 30% aan ijzer en aluminium gebonden en is 30% aan calcium gebonden. Totaal fosforconcentraties in het poriewater variëren tussen de 5 en 250 $\mu\text{mol/L}$.

In vergelijking met andere Nederlandse meren bevatten de bodems van zeekleimeren vergelijkbare stikstofconcentraties in de bodem. De fosforconcentratie in het poriewater is laag maar de totaal fosforconcentratie in de bodem is relatief hoog in vergelijking met andere Nederlandse meerbodems. In zeekleimeerbodems is een groter aandeel van het gebonden fosfor gebonden aan calcium. Zeekleimeerbodems bevatten gemiddeld hoge zwavelconcentraties in vergelijking met andere meerbodems.

6.2.2 Invloed van waterbodem op de beschikbaarheid en mobilisatie van nutriënten

De beschikbaarheid en nalevering van nutriënten in de waterbodem wordt sterk bepaald door chemische processen. De beschikbaarheid van stikstof in de waterbodem van zeekleimeren wordt bepaald door de afbraak van organisch stof en door de potentie van ammonium om te binden aan het kationadsorptiecomplex. Er zijn indicaties gevonden dat er in brakke zeekleimeren minder ammonium kan binden aan het kationadsorptiecomplex door hogere natrium- en calciumconcentraties. Ook de beschikbaarheid van fosfor wordt, hetzij in mindere mate, beïnvloed door de afbraak van organisch stof. In zeekleimeerbodems is een groot percentage van het anorganische fosfor gebonden aan ijzer en calcium. Een ander deel van het fosfor is aanwezig in de organische stof in de waterbodem.

De fractie aan ijzergebonden fosfaat is de fractie die het makkelijkste beschikbaar kan komen door wisselingen in redoxpotentiaal. Uit eerder onderzoek in waterbodems is gebleken dat de ijzer:fosfor ratio in het poriewater een goede indicator is voor de nalevering van fosfor aan de waterlaag. De hoeveelheid fosfor aan de bodem bindt blijkt grotendeels samen te hangen met de ijzerconcentratie in de bodem. De ijzerconcentratie in het poriewater wordt sterk beïnvloed door de zwavelconcentratie. In de grotendeels anaerobe zeekleimeerbodems zorgen sulfaatreducerende bacteriën voor sulfaatreductie en de productie van sulfide dat sterk aan ijzer bindt. Door dit proces is de ijzerconcentratie die potentieel fosfor kan binden laag in zwavelrijke (brakke) bodems. Als gevolg hiervan neemt de Fe-concentratie van het porievocht af en blijft de P-concentratie hoog. Hierdoor wordt P gemakkelijker nageleverd naar de waterlaag.

De zoutconcentratie van zeekleimeren heeft een grote invloed op de sturende factoren in zeekleimeren. Door hogere natrium-, calcium- en zwavelconcentraties beïnvloedt zouter water, via de hierboven genoemde processen, de nutriëntenbeschikbaarheid. Ook beïnvloedt de zoutconcentratie direct de toxiciteit van de waterbodem voor micro-organismen, benthische fauna en in de bodem wortelende waterplanten door zoutstress en indirect door invloed van zwavel op de ijzerbeschikbaarheid en sulfide productie.

6.2.3 Potentiële nalevering versus kritische belastingsgrenzen

De waterbodem van zeekleimeren is een belangrijke bron van nutriënten. De interne nutriëntenbelasting die van de bodem uitgaat bevindt zich vaak nabij of boven de kritische belastingsgrenzen. De kritische belastingsgrenzen van de zeekleimeren zijn vergelijkbaar met andere typen meren. Daar waar sprake is van zeekleimeren met zeer hoge kritische grenzen blijkt de korte verblijftijd veelal de belangrijkste oorzaak.

Een duurzaam herstel van veel zeekleimeren lijkt op basis van de interne nutriëntenbelasting moeilijk te realiseren met de gangbare herstelmaatregelen voor meren. In veel zeekleimeren is de huidige interne belasting hiervoor te hoog. Daar waar de zeekleibodem herstel of verbetering in de weg staat kan dynamiek mogelijk nog leiden tot een tijdelijk herstel. Ook kan het vergroten van het debiet en verkorten van de verblijftijd de waterkwaliteit verbeteren, op voorwaarde dat het inlaatwater van goede kwaliteit is. Duurzaam is deze maatregel echter niet.

De bemonsterde zeekleimeren zijn vaak troebel en plantenarm. Hoewel dit vanuit waterkwaliteitsoogpunt (KRW doelen) niet gewenst is, betekent dit niet

dat deze zeekleimeren zonder natuurwaarden zijn. Voor vissen en water- en moerasvogels kunnen deze meren van bijzonder veel waarde zijn. Kleimeren zijn productief en fungeren als belangrijke foerageergebieden. Indien een helder en plantenrijk beeld niet realiseerbaar is, dan zou maximaal moeten worden ingezet op het verbeteren van de land-waterovergangen en het vergroten van het omringende moerasareaal (met name (overjarig) riet).

6.3 Aanbevelingen voor beleid en beheer

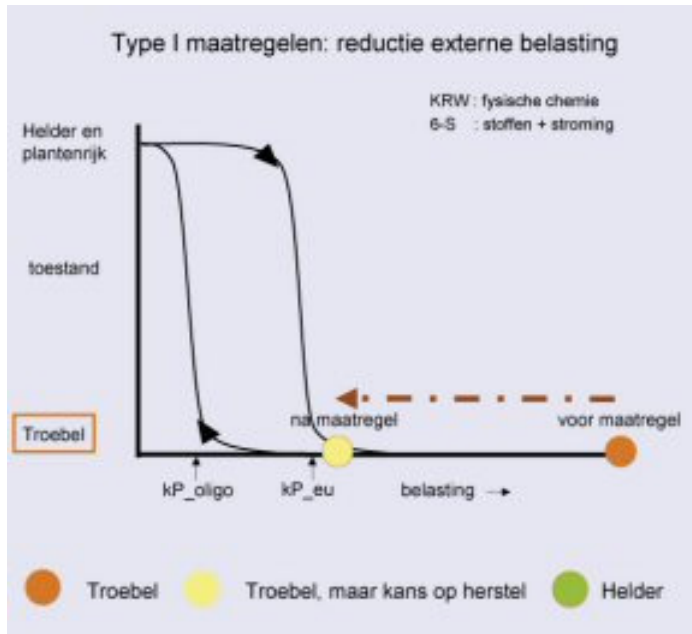
Herstel van zeekleimeren is gezien de hoge interne nutriëntenbelasting moeilijk. Er zijn verschillende maatregelen denkbaar. Om in te kunnen schatten of de kwaliteit van zeekleimeren te verbeteren is moet eerst worden onderzocht in hoeverre dit reëel en haalbaar is. In verschillende publicaties (o.a. Lamers et al., 2006; Jaarsma et al., 2008) is aangegeven hoe de kennis van nutriëntenbelasting en kritische grenzen aanleiding geven voor het ontwerpen of definiëren van maatregelen. In dit rapport heeft een quicks-scan plaatsgevonden op basis waarvan een eerste beeld verkregen kan worden. Voor veel meren wordt na zo'n eerste analyse al duidelijk of er zicht is op verbetering.

Voor de in dit rapport onderzochte zeekleimeren zijn de interne en kritische belasting berekend (paragraaf 5.5). Er kunnen vanuit deze benadering drie situaties ontstaan, waarbij verschillende type maatregelen van toepassing kunnen zijn:

1. De nutriëntenbelasting bevindt zich (ver) boven de bovenste kritische grens (Pkrit2 van helder naar troebel);
2. De nutriëntenbelasting bevindt zich tussen de twee kritische grenzen;
3. De nutriëntenbelasting bevindt zich onder de laagste kritische grens (Pkrit 1 van troebel naar helder).

Indien sprake is van situatie 1, dan zou strikt genomen de nutriëntenbelasting verlaagd moeten worden (afbeelding 6.1). Het verlagen van de externe nutriëntenbelasting - tot zover dat al mogelijk zal zijn - lijkt voor veel zeekleimeren echter weinig zinvol omdat de interne belasting zich al boven de onderste kritische belastingsgrens bevindt. Het verbeteren van de bodem zou dan nog een mogelijke maatregel kunnen zijn, maar zoals blijkt uit de resultaten van het bodemonderzoek zal baggeren niet leiden tot een verbetering van de waterbodemkwaliteit. Afdekken van de bodem of het toevoegen van fosfaatbindende stoffen zijn andere mogelijkheden, maar zijn kostbaar en nog onzeker voor wat betreft duurzaamheid. Indien uit deze analyse naar voren komt dat duurzaam herstel niet haalbaar blijkt te zijn dan is het verdedigbaar de waterkwaliteitsdoelen bij te stellen en mogelijk te investeren in oeverkwaliteit.

Indien er sprake is van situatie 1 met een lage interne belasting dan kunnen type 1 maatregelen of bronmaatregelen wel kansrijk zijn. Voorwaarde is dan dat de belasting voldoende kan worden teruggebracht. Belangrijk is te beseffen dat andere type maatregelen pas effectief worden als de nutriëntenbelasting voldoende verlaagd kan worden.

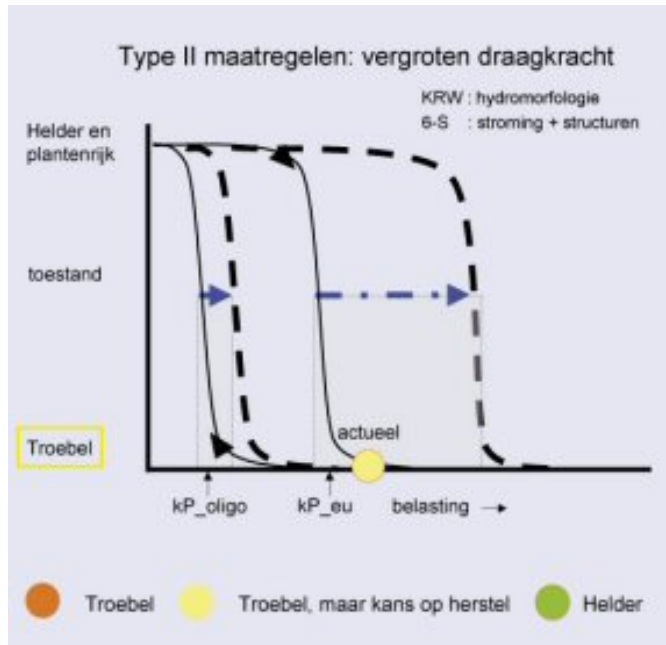


Afbeelding 6.1. Situatie I. De nutriëntenbelasting bevindt zich (ver) boven de bovenste kritische grens (Pkrit2 van helder naar troebel). *Maatregelen moeten worden gericht op het verminderen van nutriëntenbelasting.*

Bevindt de nutriëntenbelasting zich tussen de twee kritische grenzen of onder de laagste kritische grens dan is duurzaam herstel mogelijk wel haalbaar. In deze situatie kunnen nog steeds bronmaatregelen worden uitgevoerd, maar worden ook type II (systeem)maatregelen kansrijk. De type II of systeemmaatregelen grijpen in op de eigenschappen van het meer, waardoor het robuuster kan worden en de hoogte van de kritische grenzen toeneemt.

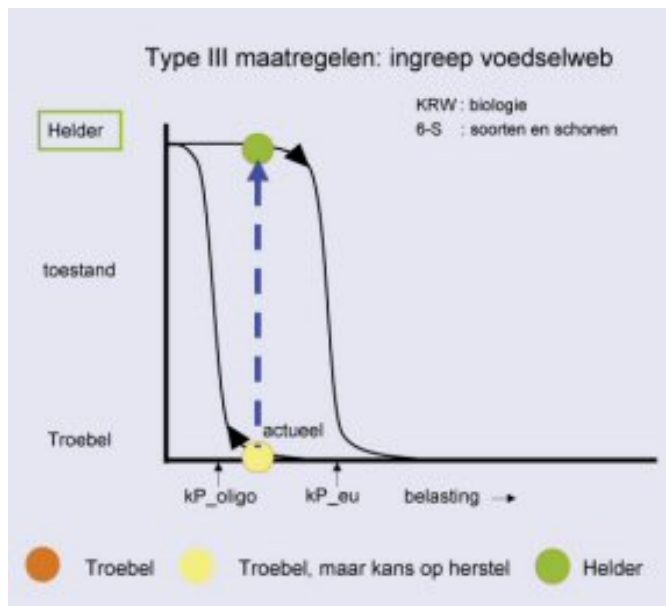
Hierbij kan gedacht kan worden aan het vergroten van het moerasareaal, het beperken van de strijklengte of het aanbrengen van verdiepingen. Uit de enquêteresultaten binnen in onderzoek is ook naar voren gekomen dat zeeleimeren met een natuurlijk peilbeheer hogere fosforconcentraties hebben. Of hier sprake is van een direct verband kan op basis van de in dit onderzoek gepresenteerde gegevens niet gezegd worden. Mogelijk heeft de slechtere kwaliteit van deze meren te maken met de langere verblijftijd en de aantrekkingskracht op watervogels.

Om het doorzicht te verbeteren waardoor bodemzicht zou kunnen ontstaan en ondergedoken waterplanten (bijvoorbeeld kranswieren) een kans kunnen krijgen zich te ontwikkelen moeten worden gericht op reductie van algen of zwevend stof (kleideeltjes). Sturen op algenontwikkeling lijkt moeilijk vanwege de hoge beschikbaarheid van nutriënten. Het zwevend stofgehalte in zeeleimeren kan verminderd worden door de opwerveling te verkleinen en sedimentatie te vergroten. Dit kan door de strijklengte kleiner te maken (minder windwerking), tijdelijke droogval (consolidatie) (Westendorp et al., 2012), vergroten van het areaal moeras (slibinvang), aanleg van verdiepingen (slibinvang), visstandbeheer (minder opwerveling) en/of verbrakking (flocculatie).



Afbeelding 6.2. De nutriëntenbelasting bevindt zich tussen de twee kritische grenzen. Systeemmaatregelen die de robuustheid van het watersysteem vergroten worden kansrijker.

Indien de nutriëntenbelasting zich onder de laagste kritische grens bevindt en er sprake is van een heldere en plantenrijke situatie dan is het vooral zaak om bij toekomstige ontwikkelingen te toetsen in hoeverre dit van invloed is op zowel belasting als kritische belasting.



Afbeelding 6.3. De nutriëntenbelasting bevindt zich onder de laagste kritische grens (Pkrit 1 van troebel naar helder).

Om te bepalen welke maatregel kansrijk is, dient eerst een systeemanalyse voor het betreffende meer uitgevoerd te worden zodat de nutriëntenbelastingen en kritische grenzen bepaald kunnen worden. Voor de in dit onderzoek onderzochte zeekelemeren levert dit rapport hier een belangrijke bijdrage aan.

7 Literatuur

- Anoniem, (2010) Fase 1 rapport, OBN onderzoeken, Verbrakking in het laagveen en zeekleilandschap: van bedreiging naar kans? Natuurherstel in ondiepe plassen in het zeeklei- en laagveenlandschap:kansen voor kleimerentussenrapportage, Witteveen en Bos en Onderzoekcentrum B-ware
- Antheunisse, A.M, Verberk, W.C.E.P., Schouwenaars, J.M. Limpens, J. & Verhoeven, J.T.A., (2008) OBN onderzoek: Preadvies laagveen- en zeekleilandschap - een systeemanalyse op land-schapsniveau. Directie Kennis, Ministerie van LNV, Ede.
- Armstrong J. & W. Armstrong, 1999. Phragmites die-back: toxic effects of propionic, butyric and caproic acids in relation to pH. *New Phytologist* 142: 201-217.
- AquaSense (2002). Productievermogen in verschillende bodemtypen .
- Bakker, L., 2009. Helofyten verjonging en begrazing door Grauwe ganzen. Presentatie Veldwerk-plaats Helofytenverjonging, verlanding en ganzenvraat in laagveenplassen, Loosdrecht, 26 augustus 2009.
- Bale A.J., A.W. Morris, 1981, Laboratory simulation of chemical processes induced by estuarine mixing: The behaviour of iron and phosphate in estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13, 1-10
- Baldwin, D.S., Rees, G.N., Mitchell, A.M., Watson, G. & Williams, J. (2006) The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*, 26, 455-464.
- Belgers, J.D.M. & G.H.P. Arts, 2003. Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op Riet. Literatuurstudie naar de sturende processen en factoren voor de achteruitgang en herstel van jonge verlandingspopulaties van Riet (*Phragmites australis*) in laagveenmoerassen en rivierkleigebieden. Alterrapport 828.1, Alterra, Wageningen.
- Bervoets, L., C. Wils and R. Verheyen (1996) Tolerance of *Chironomus riparius* Larvae (Diptera: Chironomidae) to Salinity, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 57, Number 5, 829-835
- Brederveld, R.J. (2011). Handleiding metamodel PCLake. Witteveen+Bos, notitie nr. UT565-2/posm/002.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam, J. Loermans, G.H.P. Arts & D. Belgers, 2009. Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Ministerie van LNV, Directie Kennis en Innovatie. Rapport nr. 2009/dki 126-O.
- Bostrom, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. & Jansson, M. (1988) Exchange of phosphorus across the sediment - water interface. *Hydrobiologia*, 170, 229-244.
- Claassen, T.H.L., 2008. Peilbeheer van de Friese Boezem in relatie tot ecosysteem- en waterkwaliteit in historisch perspectief. Wetterskip Fryslân.
- Dent, D.L. & Pons, L.J. (1995) A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma*, 67, 263-276.

- Diggelen, Van, J.M.H. & E. Brouwer, 2007. Aanvoer van fosfaat via broedvogelkolonies en het sediment in de Nieuwkoopse plassen. Onderzoekcentrum B-ware, in opdracht van Hoogheemraadschap Rijnland.
- Einsele, 1938. Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Eisenphosphat-systemen unter limnochemischen und limnogeologischen Gesichtspunkten. *Archiv für Hydrobiologie* 33:361-387.
- Evers, C.H.M., R.A.E. Knob (2007) Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn water, Rapport / STOWA (2007 32b)
- Forsgren, G., Jansson, M. & Nilsson, P. (1996) Aggregation and sedimentation of iron, phosphorus and organic carbon in experimental mixtures of freshwater and estuarine water. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 43, 259-268.
- Van Geest, G.J., H. Wolters, F. Roozen, H. Coops, R.M.M. Roijackers, A.D. Buijse & M. Scheffer, 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539: 239-248.
- Geurts, J.J.M., Smolders, A.J.P., Verhoeven, J.T.A., Roelofs, J.G.M. & Lamers, L.P.M. (2008) Sediment Fe : PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology*, 53, 2101-2116.
- Geurts, J.J.M., A.J.P. Smolders, A.M. Banach, J.P.M.V. De Graaf, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers (2010) The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens, *Water Research* 44: 3487-3495.
- Grimm, M.P. & J.J.G.M. Backx 1990. The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of northern pike, aquatic vegetation and nutrient concentration. In: R.D. Gulati, E.H.R.R. Lammens, M.-L. Meijer & E. Van Donk (eds) *Biomanipulation tool for water management*: 557-566. *Hydrobiologia* 200/201.
- Gulati, R.D., E. van Donk, 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review, *Hydrobiologia*, 478, 73-106
- Hassell, K.L., B.J. Kefford, D. Nugegoda (2006) Sub-lethal and chronic salinity tolerances of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centroptilum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae), *Journal of Experimental Biology*, 209, 4024-4032
- Jaarsma N., M. Klinge & L. Lamers, 2008. Van helder naar troebel ... en weer terug – Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA, Utrecht.
- Janse, J.H., Domis, L., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Klinge, M. & Mooij, W.M. (2008) Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia*, 38, 203-219.
- Janse, J.H. (1997). A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia* 342/343: 1-8.
- Janse, J. H. (2005). Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Diss., Universiteit Wageningen
- Janse, J.H., De Senerpont Domis, L.N., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Klinge, M. & Mooij, W.M. (2008). Critical phosphorus loading of different types of shallow lakes and the consequences for management estimated with the ecosystem model PCLake. *Limnologia* 38: 203-219.
- Janse, J.H., Scheffer, M., Lijklema, L., Van Liere, L., Sloot, J.S. & Mooij, W.M. (2010). Estimating the critical phosphorus loading of shallow lakes with the ecosystem model PCLake: Sensitivity, calibration and uncertainty. *Ecol. Mod.* 221: 654-665.

- Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992) Iron-phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 235, 731-743.
- Kefford, B.J., D. Nuggeoda, L. Zaluzniak, E.J. Fields, K.L. Hassell (2007) The salinity tolerance of freshwater macroinvertebrate eggs and hatchlings in comparison to their older life-stages: a diversity of responses, *Aquatic Ecology* Volume 41, Number 2, 335-348
- Lamers, L.P.M., J. Geurt, B. Bontes, J. Sarneel, H. Pijnappel, H. Boonstra, J. Schouwenaars, M. Klinge, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donck, W. Verberk, B. Kuijper, H. Esselink & J.G.M. Roelofs, 2006. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. Eindrapportage 2003-2006 (fase 1). Ede, Directie Kennis, Ministerie van LNV. Rapport DK nr. 2006/057-O.
- Lamers, L.P.M., Falla, S.J., Samborska, E.M., Van Dulken, L.A.R., Van Hengstum, G. & Roelofs, J.G.M. (2002) Factors controlling the extent of eutrophication and toxicity in sulfate-polluted fresh-water wetlands. *Limnology and Oceanography*, 47, 585-593.
- Lamers, L.P.M., Ten Dolle, G.E., Van Den Berg, S.T.G., Van Delft, S.P.J. & Roelofs, J.G.M. (2001) Differential responses of freshwater wetland soils to sulphate pollution. *Biogeochemistry*, 55, 87-102.
- Locher, W.P., H. de Bakker, 1990, *Bodemkunde van Nederland, deel 1, algemene bodemkunde*, Malmberg Den Bosch
- Lodge, D.M. (1991) Herbivory on Fresh-Water Macrophytes. *Aquatic Botany*, 41, 195-224.
- Loeb, R., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2008a) Effects of winter versus summer flooding and subsequent desiccation on soil chemistry in a riverine hay meadow. *Geoderma*, 145, 84-90.
- Loeb, R., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2008b) Prediction of phosphorus mobilisation in inun-dated floodplain soils. *Environmental Pollution*, 156, 325-331.
- Loeb, R., Van Daalen, E., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. (2007) How soil characteristics and water quality influence the biogeochemical response to flooding in riverine wetlands. *Biogeochemistry*, 85, 289-302.
- Loeb, R. On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift. Radboud Universiteit Nijmegen.
- Lucassen, E., Smolders, A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2002) Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+Mg) ratio as diagnostic tool. *Environmental Pollution*, 120, 635-646.
- Lucassen, E.C.H.E.T, A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs. Effects of temporary desiccation on the mobility of phosphorus and metals in sulphur-rich fens: differential responses of sediments and consequences for water table management. *Wetland Ecology & Management* 13: 135-148.
- Maas, L.J., C. van de Guchte, F.C.M. Kerkum, 2002, *Methodebeschrijving voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE benadering*, Rijkswaterstaat, Nota nr. 93.027
- Mietta, F., Chassagne, C., Manning, A.J. & Winterwerp, J.C. (2009) Influence of shear rate, organic matter content, pH and salinity on mud flocculation. pp. 751-763. Springer Heidelberg.
- Van der Molen D. T. & Pot R. (red) (2007) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOWA-rapport. STOWA, Utrecht.
- Mooij, W.M., D. Trolle, E. Jeppesen, G. Arhonditsis, P.V. Belolipetsky, D.B.R. Chitamwebwa, A.G. Degermendzhy, D.L. DeAngelis, L.N. De Senerpont Domis, A.S. Downing, J.A. Elliott, C. Ruberto Fragoso Jr., U. Gaedke, S.N. Genova, R.D. Gulati, L. Hakanson, D.P. Hamilton, M.R. Hipsey, J. 't Hoen,

- S. Hulsmann, F. H. Los, V. Makler-Pick, T. Petzoldt, I.G. Prokopkin, K. Rinke, S.A. Schep, K. Tominaga, A.A. Van Dam, E.H. Van Nes, S.A. Wells, J.H. Janse (2010) Challenges and opportunities for integrating lake ecosystemmodelling approaches, *Aquatic Ecology*, 44:633–667
- Morris, A.W., A.J. Bale and R.J.M. Howland, 1981, Nutrient distributions in an estuary: Evidence of chemical precipitation of dissolved silicate and phosphate, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12, 205-216
- Mortimer, C. H., 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology* 29: 280-329.
- Mortimer, C. H., 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes - part II. *Journal of Ecology* 30: 147-201.
- Patrick, W.H. & Khalid, R.A. (1974) Phosphate release and sorption by soils and sediments - Effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science*, 186, 53-55.
- Poelen, M.D.M., L.J.L. van den Berg, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma, L.P.M Lamers, (2011) WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en nutriënten (BAGGERNUT), Metingen Interne nutriëntenmobilisatie en decompositie (MIND-BAGGERNUT), Tussenrapportage 2011, nr. 2011.17
- Postma, J.F., M. Kyed, W. Admiraal (1995) Site specific differentiation in metal tolerance in the midge *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae), *Hydrobiologia* 315, 59-165
- Postma, J.F., S. de Valk, M. Dubbeldam, J.L. Maas, M. Tonkes, C.A. Schipper, B.J. Kater (2002) Confounding Factors in Bioassays with Freshwater and Marine Organisms, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53, 226-237
- Pot, R. (2010) Toestand en trends in de waterkwaliteit van Nederlandse meren en plassen, Resultaten van de vijfde eutrofiëringsequête in opdracht van de werkgroep Routekaart Heldere Meren
- Rasmussen K., C. Lindegard (1998) Effects of iron compounds on macroinvertebrate communities in a Danish lowland river system, *Water Research*, 22, 1101-1108
- Rip, W.J., Rawee, N. & De Jong, A. (2006) Alternation between clear, high-vegetation and turbid, low-vegetation states in a shallow lake: the role of birds. *Aquatic Botany*, 85, 184-190.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke, B. Walker (2001) Catastrophic shifts in ecosystems, *Nature*, 413, 591-596
- Schep, S. (2006). Interacties tussen stuurvariabelen voor ecologische doelen in meren, fase 2: analyse van simulaties. Witteveen+Bos, rapport nr. BHV24-1-1.
- Schep, S. (2010). Neuraal netwerk PCLake ten behoeve van KRW-verkenner. Witteveen+Bos; rapportnr. UT565-2-1.
- Sengco, M.R. & Anderson, D.M. (2004) Controlling harmful algal blooms through clay Flocculation. pp. 169-172. *Soc Protozoologists*.
- Sengco, M.R., Li, A.S., Tugend, K., Kulis, D. & Anderson, D.M. (2001) Removal of red- and brown-tide cells using clay flocculation. I. Laboratory culture experiments with *Gymnodinium breve* and *Aureococcus anophagefferens*. *Marine Ecology-Progress Series*, 210, 41-53.
- De Smet, L.A.H., 1954. Enkele opmerkingen over kalkarme zeeleiafzettingen. *Boor & Spade* 7: 169-173.
- Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Moonen, M., Zwaga, K. & Roelofs, J.G.M. (2001) Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry*, 54, 219-228.
- Smolders A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T. & Roelofs, J.G.M., 2003. Waterpeilregulatie in broekbos-sen: bron van aanhoudende zorg. *H2O* 36 (24): 17-19.
- Smolders, A.J.P. & E.C.H.E.T. Lucassen, 2006. Karakterisering onderwaterbodems Loosdrechtse plassen. B-ware rapport 2006.12. In opdracht van Waternet.

- Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M. & Denhartog, C. (1995) Internal eutrophication of aquatic ecosystems: Mechanisms and possible remedies. *Acta Botanica Gallica*, 142, 707-717.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T., Van der Velde G. & Roelofs J.G.M. 2006. Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Smolders, A., T. van den Broek, E. Lucassen, M. van der Welle, W.J. Zaadnoordijk (2011) Monitoring proefsloten Lopikerwaard, Onderzoekcentrum B-ware, rapportnummer 2011.30
- Sollie, S., Janse, J.H., Mooij, W.M., Coops, H. & Verhoeven, J.T.A. (2008) The Contribution of Marsh Zones to Water Quality in Dutch Shallow Lakes: A Modeling Study. *Environmental Management*, 42, 1002-1016.
- Sollie, S., 2007. Littoral zones in shallow lakes. Contribution to water quality in relation to water level regime. Proefschrift, Universiteit Utrecht.
- Van Den Wyngaert, I.J.J., Wienk, L.D., Sollie, S., Bobbink, R. & Verhoeven, J.T.A. (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.
- Van der Heide T., Smolders A.J.P., Rijkens B., van Nes E.H., van Katwijk M.M. & Roelofs J.G.M. 2008. Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia* 158: 411-419.
- Van der Heide, T., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers, M.M. Van Katwijk & J.G.M. Roelofs (2010) Nutrient availability correlates with bicarbonate accumulation in marine and freshwater sediments - Empirical evidence from pore water analyses, *Applied Geochemistry* 25: 1825-1829
- Van Dijk, G., P.J. Westendorp, R. Loeb, F. Smolders, L. Lamers, M. Klinge, H. van Kleef (in prep.) Verbrakking in het laagveen- en zeekleilandschap, van bedreiging naar kans?, OBN rapportage
- Van Wallenburg, C., 1975. Kattekleigronden en potentiële kattekleigronden in droogmakerijen in het westen van Nederland. *Boor en Spade*: 116-133.
- Weijters, M. & E. Brouwer, 2008. Evaluatie van het herstelbeheer in de gracht van fort Ruigenhoek en een vergelijking met de grachten van de forten Rhijnauwen en Vechten. B-ware rapport 2008.05. In opdracht van Hoogheemraadschap Stichtse Rijnlanden.
- Westendorp, P-J., Loeb, R., Roskam, G., Lucassen, E.C.H.E.T., Thannhauser, M., Ebbens, F., Hut, H. & Smolders, A.J.P. (2012) Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel - hoofdrapport. Stowa-rapport 2012-38, Stowa, Utrecht
- Young, E.O. & Ross, D.S. (2001) Phosphate release from seasonally flooded soils: A laboratory microcosm study. *Journal of Environmental Quality*, 30, 91-101.
- Zak, D. & Gelbrecht, J. (2007) The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). *Biogeochemistry*, 85, 141-151.

8 Bijlagen

I	Enquête gegevensaanvraag waterbeheerders
II	Vegetatie in zeekleimeren
III	Gemiddelde oppervlaktewaterchemie gegevens
IV	Gemiddelde poriewaterchemie gegevens
V	Gemiddelde bodemchemie gegevens
VI	Chemie sliblaag en onderliggende bodem
VII	Correlaties P-fractienering
VIII	Chemischesamenstelling en geografische regio's

Bijlage I Enquête gegevensaanvraag waterbeheerders

Tabel I.1. Enquête zeekleimeren

Aanvullende vragen per meetlocatie te beantwoorden:
Waterkwaliteitgegevens beschikbaar? (j/n)
Waterbodempkwaliteitgegevens beschikbaar? (j/n)
Gegevens vissen beschikbaar? (j/n)
Gegevens macrofauna beschikbaar? (j/n)
Gegevens fytoplankton beschikbaar? (j/n)
Gem. diepte (m):
Gem. Diepte t.h.v. meetlocatie (m):
Inlaat van gebiedsvreemd water? (j/n)
Kwaliteitgegevens bekend inlaatwater? (j/n)
Natuurlijk peilbeheer? (j/n)
Natuurherstelmaatregelen in gang gezet? (j/n)
Startjaar herstelmaatregelen:
Wordt maaibeheer uitgevoerd? (j/n)
Wordt begrazingsbeheer uitgevoerd? (j/n)
Treedt droogval op gedurende het jaar? (j/n)
Gemotoriseerde pleziervaart aanwezig? (j/n)
Natuurlijke oeverinrichting? (j/n)
Oeverbeschoeiing? (j/n)
KRW-lichaam? (j/n)
Landbouwinvloed? (j/n)
KRW-type:
Beheerder van meer:
Meer in eigendom van:
Heeft hier onderzoek plaatsgevonden op gebied van natuurherstel? Zo ja, door wie?
Spelen er problemen? Zo ja, welke? (kort omschrijven):

Bijlage II Macrofyten in zeekeimeren

Tabel II.1. Ondergedoken en drijvende waterplanten aangetroffen in de zeekeimeren tijdens inventarisaties door de desbetreffende waterschappen. Geel: Kranswieren, blauw: wieren, oranje: ondergedoken hogere planten, groen: kroos en kroosvaren. Voor de afkortingen van de meren wordt verwezen naar tabel 5.1.

	FLBW	FLBW	FLBW	FLBW	FLBW	FLGP	FLGP	FLGP	FLGP	FLPP	FLPP	FLPP	FLPP	FLSP	FLSP	FLSP	NHVO	ZHBG	ZHDW				
	28-8-1998	8-7-1999	7-3-2003	15-6-2005	5-7-2006	18-7-2007	22-7-1998	30-6-1999	20-6-2000	29-6-2001	17-7-1998	29-6-1999	14-6-2005	9-7-2008	15-7-2008	7-7-1999	4-7-2000	29-6-2001	16-8-2006	28-8-1987	28-6-2000	24-8-2007	
<i>Chara aspera</i>																							
<i>Chara canescens</i>																							
<i>Chara contraria</i>																							
<i>Chara spec.</i>			x		x	x																	
<i>Chara vulgaris</i>				x									x										
<i>Chara vulgaris v. longibracteata</i>																							
<i>Ceramium rubrum</i>																							
<i>Cladophora sp</i>																							
<i>Draadwier (Chaetomorpha linum)</i>																							
<i>Draadwier (Enteromorpha)</i>																							
<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>																							
<i>Enteromorpha</i>					x							x											
<i>Flab</i>											x	x											
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>																							
<i>Rhizoclonium sp</i>																							
<i>Sargassum muticum</i>																							
<i>Spirogyra</i>																							
<i>Vaucheria sp</i>																							
<i>Callitriche</i>																							
<i>Callitriche platycarpa</i>																							
<i>Ceratophyllum demersum</i>													x	x	x								
<i>Elodea canadensis</i>												x											
<i>Elodea nuttallii</i>				x							x		x		x								
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>																							
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x																					
<i>Nuphar lutea</i>																							
<i>Nymphaea</i>															x								
<i>Potamogeton berchtoldii</i>												x											
<i>Potamogeton crispus</i>			x	x	x																		
<i>Potamogeton obtusifolius</i>					x																		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x				x							
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	x	x	x																				
<i>Potamogeton pusillus</i>	x			x	x	x							x										
<i>Ranunculus baudotii</i>																							
<i>Ranunculus circinatus</i>													x										
<i>Ruppia</i>																							
<i>Ruppia cirrhosa</i>																							
<i>Ruppia maritima</i>																							
<i>Zannichellia palustris</i>					x																		
<i>Zannichellia palustris ssp. pedicellata</i>			x																				
<i>Zannichellia palustris subsp. palustris</i>						x																	
<i>Azolla</i>																							
<i>Azolla filiculoides</i>																							
<i>Lemna gibba</i>																							
<i>Lemna gibba + Lemna minor</i>																					x		
<i>Lemna minor</i>							x				x	x											
<i>Lemna minuscula</i>																							
<i>Lemna minuta</i>																							x
<i>Lemna trisulca</i>													x	x	x								
<i>Spirodela polyrhiza</i>																					x		
<i>Wolffia arrhiza</i>																							

	ZLBK	ZLBK	ZLBK	ZLBK	ZLCV	ZLCV	ZLCV	ZLCV	ZLCV	ZLCV	ZLCV	ZLDM	ZLDM	ZLDW	ZLDW	ZLDZ	ZLDZ	ZLFI	ZLFI	ZLFI	ZLGM	ZLGM	
	29-8-1990	27-4-2000	5-10-2000	9-10-2003	11-10-2007	23-9-1991	30-7-1997	24-7-1998	20-7-2000	27-7-2001	11-7-2005	27-7-2006	25-4-1997	10-9-1997	11-5-2004	21-10-2004	31-5-2001	13-9-2001	19-4-1999	10-9-1999	5-9-2002	15-5-1998	24-9-1998
<i>Chara aspera</i>																							
<i>Chara canescens</i>																							
<i>Chara contraria</i>																							
<i>Chara spec.</i>																							
<i>Chara vulgaris</i>																							
<i>Chara vulgaris v. longibracteata</i>																							
<i>Ceramium rubrum</i>																							x
<i>Cladophora sp</i>																							
<i>Draadwier (Chaetomorpha linum)</i>																		x					x
<i>Draadwier (Enteromorpha)</i>											x											x	x
<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>																							
<i>Enteromorpha</i>																							
<i>Flab</i>					x																		
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>																							
<i>Rhizoclonium sp</i>																							
<i>Sargassum muticum</i>																						x	x
<i>Spirogyra</i>																							
<i>Vaucheria sp</i>																							
<i>Callitriche</i>																							
<i>Callitriche platycarpa</i>																							
<i>Ceratophyllum demersum</i>																							
<i>Elodea canadensis</i>																							
<i>Elodea nuttallii</i>																							
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>																							
<i>Myriophyllum spicatum</i>																							
<i>Nuphar lutea</i>																							
<i>Nymphaea</i>																							
<i>Potamogeton bertholdii</i>																							
<i>Potamogeton crispus</i>																							
<i>Potamogeton obtusifolius</i>																							
<i>Potamogeton pectinatus</i>			x		x																		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>																x	x						
<i>Potamogeton pusillus</i>																							
<i>Ranunculus baudotii</i>																							
<i>Ranunculus circinatus</i>																							
<i>Ruppia</i>																							
<i>Ruppia cirrhosa</i>				x																			
<i>Ruppia maritima</i>																					x		
<i>Zannichellia palustris</i>																							
<i>Zannichellia palustris ssp. pedicellata</i>																							
<i>Zannichellia palustris subsp. palustris</i>																							
<i>Azolla</i>																							
<i>Azolla filiculoides</i>																							
<i>Lemna gibba</i>																							
<i>Lemna gibba + Lemna minor</i>																							
<i>Lemna minor</i>											x			x									
<i>Lemna minuscula</i>																							
<i>Lemna minuta</i>																							
<i>Lemna trisulca</i>																							
<i>Spirodela polyrhiza</i>																							
<i>Wolffia arrhiza</i>																							

	ZLIO	ZLIO	ZLNE	ZLNE	ZLNE	ZLNP	ZLNP	ZLNP	ZLNZ	ZLOS	ZLSW	ZLSW	ZLVK	ZLVK	ZLVK	ZLVK	ZLVK	ZLVK
	10-3-2004	26-7-2004	16-4-1996	10-9-1996	25-9-2008	18-4-1996	10-9-1996	26-9-2009	30-9-2003	9-9-1991	10-4-2000	25-9-2000	18-5-1992	4-8-1994	13-7-1998	19-7-2001	16-6-2004	30-7-2007
<i>Chara aspera</i>																		
<i>Chara canescens</i>																		
<i>Chara contraria</i>																		
<i>Chara spec.</i>																		
<i>Chara vulgaris</i>																		
<i>Chara vulgaris v. longibracteata</i>																		
<i>Ceramium rubrum</i>																		
<i>Cladophora sp</i>																		
<i>Draadwier (Chaetomorpha linum)</i>																		
<i>Draadwier (Enteromorpha)</i>	x								x								x	
<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>																		
<i>Enteromorpha</i>																		
<i>Flab</i>																		
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>																		
<i>Rhizoclonium sp</i>																		
<i>Sargassum muticum</i>																		
<i>Spirogyra</i>																		
<i>Vaucheria sp</i>																		
<i>Callitriche</i>																		x
<i>Callitriche platycarpa</i>																		
<i>Ceratophyllum demersum</i>																		
<i>Elodea canadensis</i>																		
<i>Elodea nuttallii</i>																		
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>																		
<i>Myriophyllum spicatum</i>																		
<i>Nuphar lutea</i>																		
<i>Nymphaea</i>																		
<i>Potamogeton berchtoldii</i>																		
<i>Potamogeton crispus</i>																		
<i>Potamogeton obtusifolius</i>																		
<i>Potamogeton pectinatus</i>								x										
<i>Potamogeton perfoliatus</i>																		
<i>Potamogeton pusillus</i>																		
<i>Ranunculus baudotii</i>																		
<i>Ranunculus circinatus</i>																		
<i>Ruppia</i>																		
<i>Ruppia cirrhosa</i>																		
<i>Ruppia maritima</i>																		
<i>Zannichellia palustris</i>																		
<i>Zannichellia palustris ssp. pedicellata</i>																		
<i>Zannichellia palustris subsp. palustris</i>																		
<i>Azolla</i>																		x
<i>Azolla filiculoides</i>																		
<i>Lemna gibba</i>																		
<i>Lemna gibba + Lemna minor</i>																		
<i>Lemna minor</i>																x	x	
<i>Lemna minuscula</i>																		
<i>Lemna minuta</i>																		
<i>Lemna trisulca</i>																		
<i>Spirodela polyrhiza</i>																		
<i>Wolffia arrhiza</i>																		

	ZLWI	ZLWI	ZLWI	ZLWI	ZLWI	ZLWI	ZLWI	FRPM	FRPM	FRPM	FRKP	FRKP	FRAB	FRAB
	23-8-1991	18-4-1995	12-9-1995	19-4-1999	10-9-1999	16-5-2002	5-9-2002	25-7-2000	13-8-2002	20-7-2006	14-7-2003	5-9-2008	15-7-2003	2-7-2008
<i>Chara aspera</i>														
<i>Chara canescens</i>														
<i>Chara contraria</i>														
<i>Chara spec.</i>														
<i>Chara vulgaris</i>														
<i>Chara vulgaris v. longibracteata</i>														
<i>Ceramium rubrum</i>														
<i>Cladophora sp</i>														
<i>Draadwier (Chaetomorpha linum)</i>						x								
<i>Draadwier (Enteromorpha)</i>														
<i>Draadwieren (ondergedoken)</i>														
<i>Enteromorpha</i>														
<i>Flab</i>														
<i>Hydrodictyon reticulatum</i>														
<i>Rhizoclonium sp</i>														
<i>Sargassum muticum</i>														
<i>Spirogyra</i>														
<i>Vaucheria sp</i>											x			
<i>Callitriche</i>														
<i>Callitriche platycarpa</i>														
<i>Ceratophyllum demersum</i>														
<i>Elodea canadensis</i>														
<i>Elodea nuttallii</i>														
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>														
<i>Myriophyllum spicatum</i>														
<i>Nuphar lutea</i>										x				
<i>Nymphaea</i>												x		
<i>Potamogeton bertholdii</i>														
<i>Potamogeton crispus</i>														
<i>Potamogeton obtusifolius</i>														
<i>Potamogeton pectinatus</i>				x	x						x	x		
<i>Potamogeton perfoliatus</i>														
<i>Potamogeton pusillus</i>														
<i>Ranunculus baudotii</i>														
<i>Ranunculus circinatus</i>														
<i>Ruppia</i>					x	x								
<i>Ruppia cirrhosa</i>								x						
<i>Ruppia maritima</i>	x		x					x						
<i>Zannichellia palustris</i>														
<i>Zannichellia palustris ssp. pedicellata</i>														
<i>Zannichellia palustris subsp. palustris</i>														
<i>Azolla</i>														
<i>Azolla filiculoides</i>														
<i>Lemna gibba</i>														
<i>Lemna gibba + Lemna minor</i>														
<i>Lemna minor</i>														
<i>Lemna minuscula</i>														
<i>Lemna minuta</i>														
<i>Lemna trisulca</i>														
<i>Spirodela polyrhiza</i>														
<i>Wolffia arrhiza</i>														

Bijlage III Gemiddelde oppervlaktewaterchemie gegevens

regio	pH	alk	TIC	CO2	HCO3	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	NO3	NH4	PO4	K	Na	Cl
meer	meq/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	mmol/L	µmol/L	mmol/L	mmol/L	µmol/L	µmol/L	mmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	µmol/L	mmol/L	mmol/L	mmol/L
1 Kraaiennest	8,2	3,5	1808,5	29,6	1778,9	0,3	1,8	0,3	0,5	0,8	0,3	12,3	0,9	11,0	0,9	1,7	3,2	9,1	0,8	1,2	3,1
1 Oranjepolder	8,6	2,8	2531,0	15,4	2515,6	1,0	1,0	4,0	0,2	0,5	2,4	2,3	0,2	201,0	0,0	0,9	3,5	1,2	0,3	1,6	3,4
1 Priesenbos	8,2	3,9	2033,2	29,0	2004,3	0,2	1,9	0,1	0,5	0,6	0,1	37,5	0,5	166,2	1,1	0,0	6,0	33,0	0,8	0,3	2,9
1 Starrevaartsplas	8,0	3,9	3681,7	79,1	3602,6	4,0	1,6	6,1	0,4	0,6	4,1	22,6	0,5	112,8	0,0	24,7	53,0	13,9	0,3	0,9	3,3
2 Aldegeaster Brekken	8,4	2,8	2358,5	21,4	2337,1	0,4	1,3	1,5	0,3	0,9	1,4	1,1	0,9	21,9	0,0	0,7	3,9	0,6	0,2	2,8	5,1
2 Biggmeer	8,4	2,1	2144,4	19,4	2125,0	4,3	1,2	18,0	0,2	0,5	1,6	3,3	0,6	5,1	0,3	105,3	3,8	0,9	0,2	1,9	1,8
2 Hondhalstemmeer	8,2	3,7	3233,4	67,3	3166,1	7,8	2,5	24,1	0,2	0,8	4,3	3,6	1,3	195,1	0,0	279,8	11,4	0,3	0,1	4,0	4,8
2 Kleine Vogel	9,1	1,8	1333,4	2,4	1331,1	4,7	0,9	4,7	0,3	0,7	3,0	1,8	0,6	13,9	0,0	1,2	5,2	1,1	0,1	2,1	4,1
2 Pikmeer	8,4	2,2	2157,7	21,4	2136,3	4,5	1,2	18,3	0,2	0,5	1,7	5,6	0,6	5,7	0,3	110,7	1,7	0,8	0,2	1,8	1,9
2 Wijde Fe	8,4	2,1	2125,6	26,3	2099,3	5,2	1,2	25,4	0,2	0,5	1,8	4,8	0,5	10,7	0,7	111,0	1,5	1,0	0,2	1,8	1,9
3 Groote Vliet	8,7	3,2	3248,9	14,8	3234,1	1,2	1,8	2,8	0,2	0,8	2,8	6,5	1,0	2,9	0,0	11,8	13,8	1,1	0,2	34,5	36,1
3 t Waartje	8,2	5,3	4855,2	70,4	4784,8	0,8	3,2	1,1	0,4	1,1	3,0	12,7	1,5	105,8	0,0	14,2	18,3	4,2	0,2	40,5	43,3
4 Canisvlietsekreek	8,2	5,6	5482,2	78,2	5404,0	0,0	2,2	0,5	0,7	2,0	0,2	21,5	0,9	84,6	0,0	4,0	56,7	16,0	0,5	18,6	15,7
4 De Vogel	8,7	8,1	7515,7	35,8	7479,9	0,0	4,3	0,2	1,1	4,1	0,0	4,2	2,3	151,0	0,0	1,0	4,4	2,1	0,8	27,1	26,5
4 De Weel	8,6	4,3	3210,6	21,8	3188,8	0,5	1,9	7,6	0,7	1,7	2,0	2,6	0,1	308,3	0,0	0,8	2,1	0,7	0,7	6,7	9,0
4 Dijkwater Zuid	8,8	6,3	4990,7	21,1	4969,6	1,0	4,7	1,0	3,3	9,8	1,4	22,8	5,4	289,9	0,0	2,8	6,0	15,1	2,1	105,0	104,3
4 Flauwersinlaag	8,6	6,8	5903,5	34,3	5869,2	0,0	10,5	0,5	10,3	37,6	1,0	33,4	11,7	208,7	0,1	1,5	2,9	28,6	7,1	419,5	501,2
4 Groote Gat	8,3	6,7	5912,0	68,1	5843,9	2,0	3,0	2,4	0,4	1,5	1,8	4,7	1,2	215,0	0,0	6,6	10,1	0,9	0,7	6,5	6,4
4 Nollebos plas 1	8,4	8,8	8157,3	73,1	8084,2	0,0	5,8	0,1	5,4	19,4	0,9	11,8	7,1	482,2	0,3	1,3	3,4	8,4	3,2	143,3	170,3
4 Nollebos plas 2	8,0	9,5	8990,6	233,6	8757,0	0,1	5,4	0,7	2,2	8,2	3,6	5,2	4,1	398,8	0,5	6,9	20,1	3,6	1,6	61,6	69,2
4 Ouwerkerke inlaag	8,1	5,7	4829,2	104,0	4725,3	0,7	8,7	2,8	10,8	41,6	4,6	48,7	12,1	237,7	0,0	13,9	16,1	44,0	7,4	440,1	524,4
4 Serooskerkse Weel	8,9	7,3	6056,3	19,5	6036,8	0,0	6,8	0,4	7,2	30,7	6,0	25,4	9,0	346,2	0,1	19,6	4,8	15,2	5,0	357,9	431,0
4 Weversinlaag	8,4	5,1	4387,5	39,2	4348,3	0,0	10,4	0,4	10,3	37,1	2,8	60,7	11,6	170,5	0,2	2,5	4,2	57,0	6,9	412,7	496,5
5 Groote plas	8,3	2,9	2783,7	36,7	2746,9	2,9	1,1	3,0	0,4	0,6	0,1	0,5	0,7	301,5	0,9	53,2	6,4	1,7	0,8	1,4	4,8
5 Hoekplas	8,2	2,8	2830,9	41,5	2789,4	3,6	1,2	5,0	0,4	0,5	0,2	2,6	0,4	301,5	0,9	53,2	6,4	1,7	0,8	1,4	4,8
5 Keerstuipplas	8,2	2,6	2678,7	40,5	2638,2	1,9	1,2	2,3	0,3	0,4	0,1	1,1	0,4	61,0	0,9	29,5	9,7	0,5	0,8	0,2	2,7

Regio	Meer	CHLfa µg/L	Cl mmol/L	N µmol/L	NH4 µmol/L	NO3 µmol/L	oPO4 µmol/L	P µmol/L	ZICHT m
1	Kraaiennest	13,2	3,0	151,4	5,5	0,0	4,8	34,0	0,4
1	Oranjepolder	33,8	7,8	0,0	4,0	0,0	1,4	21,9	0,9
1	Prinsbos		2,5	181,3	9,2	0,0	7,9	63,1	0,2
1	Starrevaartsplas	18,4	2,1	282,0	41,1	0,0	11,7	90,8	0,3
2	Aldegeaster Brekken	89,0	5,4	126,1	2,8	0,3	0,1	4,9	0,4
2	Biggemeer	22,8	5,6	171,3	18,8	5,1	1,0	13,3	0,5
2	Hondhalstermeer	92,7	3,5	222,8	6,7	5,5	0,2	13,6	0,3
2	Kleine Vogel	68,8	3,1	182,1	2,8	0,2	0,1	4,7	0,3
2	Pikmeer	40,4	2,6	148,5	4,8	9,8	0,1	4,3	0,4
2	Wijde Ee	39,8	2,4	154,0	4,4	9,6	0,2	4,4	0,6
3	Groote Vliet	47,6	7,2	119,2	2,3	0,0	0,0	15,3	0,6
3	t Waartje	21,2	5,1	101,3	5,0	0,0	1,3	12,3	0,5
4	Canisvlietsekreek	129,3	26,4	186,5	5,5	0,6	5,6	46,6	0,3
4	De Vogel	223,7	48,1	251,0	10,4	21,7	1,8	27,6	0,3
4	De Weel	86,5	138,7	316,5	14,3	0,9	20,5	209,4	0,2
4	Dijkwater Zuid	52,2	86,3	161,4	10,0	0,6	7,2	62,5	0,3
4	Flauwersinlaag	107,2	376,1	504,5	32,9	0,8	9,1	108,3	0,2
4	Groote Gat	56,8	9,0	139,9	6,5	3,8	0,6	12,3	0,3
4	Nollebos plas 1	222,5	208,3	445,0	22,0	0,8	6,2	108,3	0,1
4	Nollebos plas 2	100,3	67,7	264,2	17,3	1,1	6,2	64,8	0,3
4	Ouwekerkse inlaag	40,7	432,5	157,8	27,3	1,3	15,3	108,3	0,4
4	Serooskerkse Weel	85,2	301,4	320,1	55,2	0,8	5,0	58,8	0,4
4	Weversinlaag	53,2	366,7	349,8	28,6	1,1	11,4	96,6	0,2
5	Groote plas	103,3	3,9	222,5	9,2	1,2	0,7	23,3	0,4
5	Hoekplas	135,8	3,2	300,9	6,9	1,0	1,1	40,0	0,1
5	Keersluisplas	150,7	10,6	829,6	18,5	0,0	0,0	62,6	0,1

Bijlage IV Gemiddelde chemie gegevens

poriewater-

Regio	Meer	pH	Alkaliniteit meq/L	TIC µmol/l	CO2 µmol/l	HCO3 µmol/l	Al µmol/l	Ca mmol/l	Fe µmol/l	K mmol/l	Mg mmol/l	Mn µmol/l	P µmol/l	S µmol/l	Si µmol/l	Zn µmol/l	NO3 µmol/l	NH4 µmol/l	PO4 µmol/l	K mmol/l	Na mmol/l	Cl mmol/l
1	Kraaiennest	7,7	9,0	10900,0	451,1	10449,0	12,2	1,9	1,5	0,8	2,4	6,7	146,1	361,4	574,8	0,9	1,8	371,0	88,1	0,5	11,6	10,9
1	Oranjepolder	7,9	8,2	8183,3	306,4	7876,9	0,9	1,6	28,3	0,6	0,9	26,2	15,2	755,8	369,5	0,0	10,3	274,3	4,1	1,7	5,5	3,2
1	Prinsenbos	7,6	6,6	8602,4	474,3	8128,1	21,5	2,3	0,6	0,8	0,9	6,3	77,0	758,3	495,8	0,6	35,1	663,0	45,0	0,5	4,7	4,1
1	Starrevaartspas	8,1	8,3	8291,2	172,7	8118,5	3,4	1,9	134,8	0,5	0,8	14,5	45,5	772,8	469,9	0,1	4,1	640,6	24,4	1,6	2,7	1,4
2	Aldegaster Brekken	8,1	4,9	4553,5	86,4	4467,1	7,7	1,7	0,2	0,3	1,0	13,4	36,0	522,2	532,4	0,0	3,3	365,2	37,4	1,6	5,6	4,1
2	Biggmeer	7,4	4,6	4586,4	416,3	4170,1	0,8	1,9	61,8	0,3	0,7	56,7	84,3	597,9	408,7	0,4	18,8	561,2	44,4	0,3	2,4	2,9
2	Hondhalstermeer	6,9	6,5	3674,7	862,3	2812,4	3,8	2,4	178,3	0,3	1,0	36,4	29,0	635,9	479,0	0,0	9,3	178,6	11,4	0,2	5,8	6,1
2	Kleine Vogel	8,0	4,0	3621,5	117,8	3503,7	3,3	1,2	5,7	0,3	0,7	9,6	6,8	479,2	125,0	0,0	8,6	1092,2	5,7	2,0	3,5	2,3
2	Pikmeer	7,3	4,7	4424,8	525,5	3899,3	4,5	2,0	142,3	0,3	0,8	53,4	67,9	722,0	384,3	0,5	18,3	533,5	16,2	0,3	2,3	2,0
2	Wijde Ee	7,2	3,8	3860,0	458,1	3401,9	1,6	2,0	120,9	0,3	0,7	35,4	61,0	787,1	335,8	0,4	11,0	456,9	12,2	0,3	2,1	2,0
3	Groote Vliet	7,6	4,8	4963,8	282,6	4681,2	0,3	2,9	4,8	0,4	1,0	24,9	175,1	1058,0	491,0	0,0	20,9	749,2	154,6	0,4	4,8	4,2
3	t'Waartje	7,9	4,6	4855,6	159,5	4696,1	0,4	3,1	0,4	0,5	1,1	20,6	42,5	616,5	448,9	0,0	15,3	215,5	34,1	0,5	4,5	4,7
4	Canisvlitsekreek	7,8	11,4	12342,8	630,6	11712,2	1,9	4,5	23,9	1,0	3,1	19,9	49,1	3384,3	454,0	0,1	4,0	1976,4	35,1	0,6	37,1	37,0
4	De Vogel	7,9	10,9	11564,3	363,4	11200,8	5,8	5,2	18,4	1,5	6,3	10,0	237,0	2907,0	800,5	0,0	0,3	666,4	198,6	1,1	43,6	50,9
4	De Weel	7,9	6,0	5969,8	167,5	5802,3	0,9	2,8	98,9	0,9	2,5	23,6	26,7	526,2	597,6	1,2	5,5	1037,1	3,4	0,6	13,7	16,5
4	DijkwaterZuid	8,2	12,0	11367,7	215,6	11152,1	0,3	5,0	1,6	3,5	10,3	5,8	97,7	4526,9	482,4	0,0	2,2	502,3	53,8	3,4	94,4	107,4
4	Flauwersinlaag	8,3	8,9	9270,5	107,7	9162,9	0,1	10,1	1,0	12,4	39,0	15,4	42,7	12239,5	238,9	0,1	21,2	508,6	43,0	9,2	337,7	411,5
4	Groote Gat	8,0	8,3	8258,8	216,6	8042,2	0,9	3,8	46,3	0,6	2,1	27,3	173,1	579,4	815,6	0,9	0,3	876,9	122,9	0,3	11,9	11,7
4	Nollebos Plas 1	8,1	26,9	19976,3	368,1	19608,2	2,8	7,8	1,7	7,2	22,9	7,3	140,9	4446,6	782,1	0,0	1,5	1095,0	72,3	3,5	126,1	143,2
4	Nollebos Plas 2	7,8	17,6	15204,7	599,0	14605,7	3,0	6,9	12,2	5,5	22,9	14,2	102,9	4194,6	932,8	0,3	0,2	1308,3	110,8	4,5	163,8	187,5
4	Ouwekerkse Inlaag	7,8	9,7	8791,3	348,3	8443,0	0,0	8,9	4,6	11,4	43,9	42,0	107,7	12541,3	541,2	0,1	1,0	517,4	114,5	8,5	356,4	440,9
4	Serooskerkse Weel	8,1	16,5	16447,3	379,9	16067,4	0,2	9,2	12,3	9,7	35,9	14,4	80,8	7770,5	593,9	0,2	2,9	556,3	42,8	7,4	296,6	374,2
4	Weversinlaag	8,4	11,7	10163,9	89,0	10075,0	0,2	9,4	1,7	10,8	37,0	7,8	69,8	10273,8	363,6	0,2	10,8	857,7	44,6	7,5	290,6	348,9
5	Groote plas	7,7	8,0	7657,2	461,9	7195,3	6,3	2,0	82,9	0,6	1,6	71,6	52,7	127,3	680,8	0,5	0,9	351,4	8,1	0,4	8,9	8,6
5	Hoekplas	8,0	6,7	6282,4	169,5	6112,9	3,1	1,4	11,3	0,6	1,3	43,3	5,9	207,6	691,6	0,6	1,6	345,3	45,0	0,4	7,7	6,9
5	Keersluisplas	7,7	6,5	6320,2	337,3	5982,9	0,5	1,7	53,9	0,5	1,1	64,0	43,1	243,8	689,5	0,5	1,4	217,8	13,0	0,3	6,3	5,5

Regio	Meer	pH	Alkaliniteit		CO2	HCO3	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	NO3	NH4	PO4	K	Na	Cl
			meq/L	TTC																		
1	Kraaiennest	8,1	15,3	15136,5	370,2	14766,2	20,8	2,1	1,4	1,3	4,4	8,1	230,9	527,0	610,5	0,8	2,3	814,3	102,2	0,8	23,6	22,8
1	Oranienpolder	8,5	13,0	12972,8	139,4	12833,4	5,3	1,5	20,0	0,8	1,5	11,0	24,5	167,9	492,7	0,0	2,2	677,4	7,9	1,8	11,3	5,8
1	Prinsenbos	7,8	11,7	13499,6	592,4	12907,1	7,3	2,7	1,5	1,1	1,6	10,2	221,2	274,5	774,5	0,8	5,8	1418,7	98,7	0,7	5,7	4,1
1	Starrewaartsplas	7,9	13,7	13689,5	395,2	13294,3	18,1	2,5	290,0	0,6	1,3	19,0	70,2	533,2	661,0	1,2	3,8	741,8	27,8	1,6	3,6	1,4
2	Aldegeester Brekken	7,8	5,1	4658,8	183,7	4475,1	20,1	1,5	0,3	0,3	1,0	10,1	57,8	93,7	531,9	0,0	1,0	324,8	63,0	1,5	5,0	3,4
2	Biggemeer	7,4	4,2	4116,0	352,7	3763,3	0,8	1,4	17,1	0,2	0,7	22,0	58,5	279,5	504,0	0,4	50,5	574,6	44,5	0,2	2,3	3,0
2	Hondhalstermeer	6,6	2,3	1872,8	744,8	1128,0	8,9	0,8	266,4	0,2	0,6	11,4	18,1	357,1	451,7	0,6	14,1	335,1	5,4	0,2	6,9	8,3
2	Kleine Vogel	7,7	1,8	1521,5	66,9	1454,5	3,5	0,3	0,9	0,2	0,3	2,8	2,3	92,9	74,4	0,0	17,3	531,6	3,5	1,7	2,9	2,1
2	Pikmeer	7,3	5,7	5511,2	601,9	4909,3	1,7	2,0	104,5	0,3	0,8	50,1	74,9	320,3	497,4	0,5	11,0	1184,0	22,2	0,3	2,3	2,3
2	Wijde Ee	7,2	5,6	5646,6	814,2	4832,5	1,2	2,1	127,7	0,3	0,8	33,5	96,1	402,1	422,3	0,4	8,4	1099,5	21,3	0,3	2,5	2,5
3	Groote Vliet	7,5	5,2	5155,9	402,8	4753,0	0,5	2,5	4,9	0,7	1,6	20,5	248,5	335,3	722,1	0,0	19,9	1159,6	197,7	0,5	6,2	7,0
3	t Waartje	7,9	4,6	4855,6	159,5	4696,1	0,4	3,1	0,4	0,5	1,1	20,6	42,5	616,5	448,9	0,0	15,3	215,5	34,1	0,5	4,5	4,7
4	Canisvliescreek	7,7	13,7	14827,6	741,7	14085,9	1,5	4,9	33,6	1,0	2,9	12,6	68,1	1408,0	489,5	0,0	2,1	1418,3	56,7	0,7	46,6	48,2
4	De Vogel	7,6	16,9	17453,2	1110,7	16342,4	0,1	6,7	26,3	1,8	9,0	10,4	222,6	706,5	966,0	0,0	0,3	1780,7	185,2	1,2	56,9	71,3
4	De Weel	7,8	8,1	8082,1	342,3	7733,8	2,2	3,1	193,4	1,1	3,4	19,8	91,5	102,7	839,3	2,3	1,0	2014,9	10,9	0,8	21,8	26,1
4	Dijkwater Zuid	7,8	14,9	13302,2	577,2	12725,0	0,7	5,1	1,7	3,9	11,7	5,7	154,7	5590,9	568,7	0,0	0,9	714,8	64,5	3,9	109,9	128,5
4	Flauwersinlaag	8,0	11,9	11741,1	288,2	11452,9	0,2	9,2	0,8	12,6	37,4	3,8	60,7	11315,9	332,3	0,2	3,6	1223,5	48,7	9,5	332,1	407,0
4	Groote Gat	7,7	10,2	10245,7	485,5	9760,2	1,9	4,3	51,0	0,9	3,8	28,4	172,3	193,6	1006,5	1,7	0,5	1668,5	108,2	0,6	23,4	23,5
4	Nollebos plas 1	7,9	26,5	20340,2	623,9	19716,3	3,3	9,1	1,2	9,2	35,4	1,9	108,4	5363,5	746,0	0,2	0,2	1640,7	90,1	5,1	175,9	201,0
4	Nollebos plas 2	7,8	35,9	20964,1	746,9	20217,3	4,6	8,3	14,3	8,5	37,1	6,4	127,8	4861,1	1103,0	0,6	-0,1	1570,2	83,0	5,5	186,0	221,0
4	Serooskerke Weel	7,8	10,2	9106,0	326,7	8779,4	0,0	8,8	4,1	12,1	45,1	7,1	76,1	12614,9	470,2	0,2	1,4	628,7	62,5	9,4	366,9	453,6
4	Weversinlaag	8,1	18,6	17781,1	700,7	17080,5	0,3	10,2	23,8	10,5	33,1	22,4	72,9	7431,6	601,2	0,7	3,9	695,4	44,5	7,7	271,5	333,4
5	Groote plas	8,2	11,7	10795,0	251,3	10543,8	1,2	2,4	99,1	1,0	3,1	70,8	33,4	67,1	711,0	1,1	1,5	452,0	2,1	0,6	20,6	21,6
5	Hoekplas	8,0	9,5	9194,9	268,5	8926,4	2,2	1,4	14,4	0,9	2,3	46,2	91,8	72,7	801,0	0,5	1,3	567,3	69,0	0,6	14,2	13,4
5	Keerluisplas	8,1	9,3	9027,5	263,5	8763,9	1,4	1,9	44,3	0,8	2,1	65,7	50,8	459,7	679,2	0,9	1,4	428,0	30,6	0,5	13,6	12,9

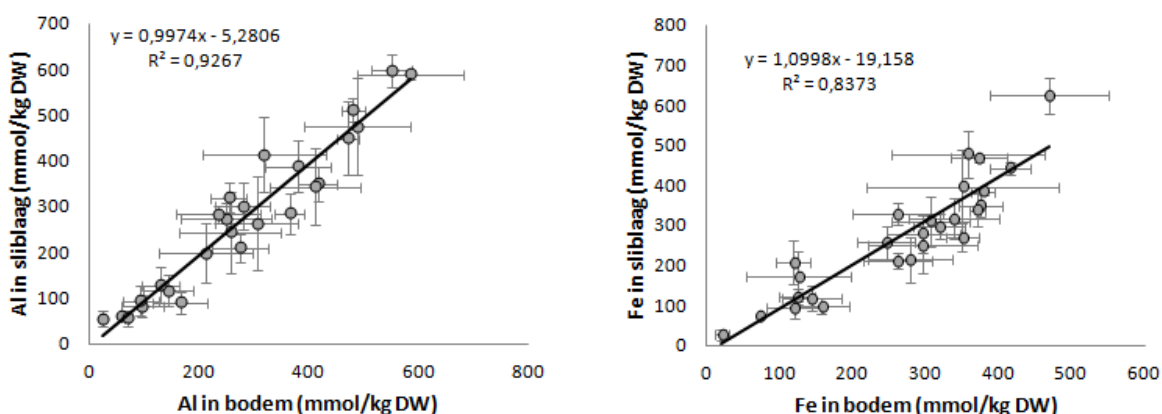
Bijlage V Gemiddelde bodemchemie gegevens

		fractie 05	C	N	C:N	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si	Zn	Fe/Al	CaCO3	label	pellet	Olsen P	
		%	mmol/kg DW	mmol/kg DW	%/%	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	mmol/kg DW	% van som P	% van som P	% van som P	% van som P	µmol/l FW	
1	Kraatennest	silb	44,2	1949,3	80,4	19,3	263,1	904,3	213,3	58,5	283,3	5,1	73,8	16,7	781,5	37,5	0,9	27,1	18,7	3,8	50,4	554,9
1	Oranjepolder	silb	4,1	237,6	11,2	26,0	475,2	1264,8	309,3	80,6	270,6	7,7	17,1	16,5	66,7	30,9	1,2	31,0	35,2	0,5	33,3	545,6
1	Prinsenbos	silb	10,6	651,7	42,9	13,2	387,5	2099,0	295,5	77,7	215,1	9,8	20,1	114,5	364,2	19,1	5,0	65,5	20,3	2,8	11,4	2172,9
1	Starrevaartsplas	silb	6,8	389,0	22,2	19,6	343,5	773,5	278,5	56,8	201,0	4,7	10,2	18,8	238,1	16,8	0,9	35,1	34,4	0,4	30,0	728,2
2	AldegeasterBrekken	silb	55,0	1743,5	57,0	25,3	54,9	480,8	170,6	8,9	118,4	13,0	41,7	7,1	522,4	2,9	0,7	27,8	8,9	1,3	61,9	178,9
2	Biggemeer	silb	15,8	793,8	41,1	16,6	273,5	279,8	316,7	37,0	113,9	12,8	15,4	20,2	442,9	13,3	1,7	36,8	21,0	0,4	41,8	527,8
2	Hondhalstermeer	silb	12,1	425,3	27,4	13,2	589,2	360,8	623,5	88,9	194,3	7,5	20,7	27,7	138,9	46,5	1,5	43,0	27,8	0,2	29,0	726,7
2	Kleine Vogel	silb	2,3	137,3	5,7	20,6	55,6	29,6	26,9	5,2	13,4	0,8	4,4	2,3	48,9	2,9	0,4	31,0	22,8	1,3	44,9	173,9
2	Pikmeer	silb	18,6	819,9	46,2	15,3	349,6	258,6	349,7	44,2	132,8	10,7	19,3	27,5	355,6	15,8	1,7	39,9	24,9	0,3	34,9	475,7
2	Wijde Ee	silb	29,9	1495,4	69,1	18,8	413,6	765,5	478,1	52,7	142,9	13,4	28,2	44,8	492,1	14,1	3,1	30,5	44,1	0,1	25,3	304,4
3	Groote Vliet	silb	8,0	546,6	26,4	18,6	209,4	2273,0	211,2	37,9	172,8	9,9	24,0	28,4	296,2	18,3	1,3	31,7	28,6	4,0	35,7	1617,9
3	t Waartje	silb	9,0	593,9	12,1	42,0	58,8	680,4	72,1	12,4	56,8	2,5	10,6	9,8	132,4	3,5	0,8	12,7	49,3	0,9	37,1	653,9
4	Canisvlieseekreek	silb	15,0	770,9	47,7	20,3	198,1	2733,4	396,0	37,5	160,4	10,8	126,2	41,1	656,1	15,1	1,7	57,1	25,5	0,9	16,5	699,7
4	De Vogel	silb	15,6	964,8	42,8	19,3	319,8	4693,5	467,0	78,3	324,5	14,7	171,3	61,0	485,6	17,9	1,5	54,4	27,7	0,9	16,9	1776,1
4	De Weel	silb	7,9	458,7	24,5	19,4	243,7	1681,7	250,6	51,7	172,0	8,0	30,0	26,0	148,9	13,9	1,3	42,7	20,1	0,8	36,4	718,6
4	DijkwaterZuid	silb	3,4	176,5	6,5	24,1	116,8	802,2	117,7	30,7	139,7	2,9	76,3	9,4	95,2	6,9	0,6	21,5	27,6	3,3	47,7	438,1
4	Flauwersinlaag	silb	2,9	143,9	5,1	24,5	82,1	905,1	92,4	26,3	121,6	3,2	180,7	7,9	80,3	18,4	0,5	28,5	29,2	2,7	39,6	482,6
4	Groote Gat	silb	11,3	691,5	34,8	17,4	301,2	2418,9	257,4	60,4	218,2	14,2	44,2	26,1	284,2	17,3	1,2	28,7	18,1	0,9	52,3	855,3
4	Nollebos plas 1	silb	11,8	418,0	22,8	16,0	283,2	879,6	328,0	87,7	373,2	9,2	459,9	23,1	331,3	23,7	2,7	35,3	26,4	0,5	37,8	255,8
4	Nollebos plas 2	silb	12,8	453,3	22,8	18,6	285,1	1394,7	269,5	82,6	302,8	6,0	403,8	21,0	293,5	22,1	1,2	34,4	23,6	1,2	40,8	487,4
4	Ouwekerkse inlaag	silb	5,2	170,0	8,8	15,9	127,7	412,5	120,7	40,5	146,6	2,1	233,5	9,0	97,4	5,8	0,6	24,2	24,4	1,7	49,6	393,5
4	Serooskerke Weel	silb	4,4	147,0	4,6	27,2	94,0	1290,3	206,8	30,5	168,2	4,0	232,7	17,8	257,9	16,4	0,8	55,8	13,9	6,7	23,6	478,6
4	Weversinlaag	silb	3,7	103,4	4,1	23,2	89,8	630,8	97,2	33,0	137,8	2,4	222,9	9,0	70,8	13,6	0,7	32,6	28,4	2,6	36,4	421,8
5	Groote plas	silb	4,8	234,0	12,2	17,6	510,9	870,3	385,0	93,3	297,6	11,5	26,3	16,4	179,2	25,1	1,2	36,3	37,4	0,5	25,7	602,2
5	Hoekplas	silb	4,3	236,4	11,1	18,8	448,5	941,5	337,4	83,1	277,9	11,3	21,7	15,3	174,5	53,7	1,4	32,0	31,0	0,4	36,6	625,2
5	Keersvuisplas	silb	5,2	239,8	12,4	16,5	597,2	914,3	442,0	107,8	321,2	11,9	22,7	16,6	192,2	62,3	1,2	27,1	34,2	0,3	38,5	682,5

		Fractie OS %	C mmol/kg DW	N mmol/kg DW	C:N %/%	Al mmol/kg DW	Ca mmol/kg DW	Fe mmol/kg DW	K mmol/kg DW	Mg mmol/kg DW	Mn mmol/kg DW	Na mmol/kg DW	P mmol/kg DW	S mmol/kg DW	Si mmol/kg DW	Zn mmol/kg DW	Fe/Al % van som P	CaCO3 % van som P	labiel % van som P	pellet % van som P	Olsen P µmol/l FW	
1	Kraaiennest	Klei	18,4	849,8	43,1	18,8	305,5	1106,8	278,9	66,5	254,4	5,0	84,8	14,2	491,3	42,5	0,8	28,7	31,2	1,0	39,1	609,2
1	Oranjepolder	Klei	3,7	224,3	8,0	29,5	489,3	1339,2	306,1	82,5	286,3	8,0	26,0	15,5	103,0	29,9	1,0	35,4	34,6	0,6	29,4	663,3
1	Prinsenbos	Klei	7,4	462,7	26,4	15,9	380,5	1722,4	318,3	78,7	222,2	6,7	22,8	39,4	382,8	16,5	3,0	62,1	15,8	3,0	19,1	1777,9
1	Starrevaartsplas	Klei	9,3	409,0	24,9	19,2	412,0	764,5	295,9	66,8	216,8	4,6	12,6	20,2	219,9	25,0	1,0	37,8	33,9	0,3	28,0	566,0
2	Aldegeaster Brekken	Klei	55,8	2415,9	69,6	28,6	24,4	342,2	125,4	4,8	115,9	7,9	47,5	5,2	437,0	2,2	0,4	20,5	10,8	6,6	62,1	153,1
2	Biggemeer	Klei	48,1	1869,7	78,4	19,4	249,2	380,0	338,2	42,5	158,6	15,2	28,6	16,7	867,3	21,5	1,1	30,2	15,2	2,1	52,5	194,1
2	Hondhalstermeer	Klei	38,9	1109,6	42,3	19,2	585,4	175,2	468,9	94,0	188,9	3,9	36,5	15,2	469,3	29,7	1,1	25,7	23,5	0,7	50,1	449,9
2	Kleine Vogel	Klei	8,3	229,5	7,3	27,6	69,7	45,3	20,4	5,0	22,2	1,3	5,7	3,0	49,6	3,0	0,3	21,9	28,5	0,6	49,1	115,7
2	Pikmeer	Klei	21,7	870,5	48,8	15,5	417,4	280,2	374,7	55,7	154,4	10,4	18,2	27,1	407,1	18,0	2,0	31,4	27,8	0,7	40,1	464,5
2	Wijde Ee	Klei	45,8	1966,7	72,3	21,5	318,9	461,7	357,6	40,4	132,6	13,7	28,5	34,9	525,6	6,0	2,2	31,5	25,6	0,9	42,0	275,4
3	Groote Vliet	Klei	8,0	516,5	21,0	24,7	275,6	2127,7	261,7	51,1	215,9	10,7	30,5	24,8	370,1	21,9	0,9	31,9	32,1	4,9	31,0	1674,3
3	t Waartje	Klei	9,0	593,9	12,1	42,0	58,8	680,4	72,1	12,4	56,8	2,5	10,6	9,8	132,4	3,5	0,8	12,7	49,3	0,9	37,1	653,9
4	Canisvlotsekreek	Klei	9,3	522,8	30,1	14,3	213,5	1809,3	350,1	40,6	139,4	9,6	91,2	34,4	494,7	15,0	1,7	53,7	32,1	0,5	13,7	671,4
4	De Vogel	Klei	15,0	1004,6	37,3	23,3	254,4	5162,7	373,2	59,4	245,8	9,0	84,2	23,7	551,6	14,6	1,2	48,4	28,0	0,9	22,7	929,5
4	De Weel	Klei	21,0	1052,2	51,8	20,0	257,1	1743,0	296,0	55,9	258,9	3,0	84,2	33,7	353,6	14,4	1,2	47,8	19,5	2,9	29,7	395,1
4	Dijkwater Zuid	Klei	3,5	152,8	4,6	31,0	144,1	820,2	143,0	36,3	148,8	3,3	74,9	9,3	122,3	7,0	0,9	25,5	33,4	2,2	38,8	411,5
4	Flauwersinlaag	Klei	3,0	147,2	4,8	25,4	97,4	746,6	119,3	31,5	123,6	3,0	180,9	8,1	123,3	20,6	0,6	29,1	28,4	3,0	39,6	253,3
4	Groote Gat	Klei	8,9	519,8	24,0	20,2	280,1	1852,0	245,4	55,9	225,0	11,4	58,1	19,8	251,8	17,7	1,2	40,5	27,5	0,6	31,4	581,9
4	Nollebos plas 1	Klei	17,2	703,6	19,9	28,2	365,3	1400,5	261,4	72,4	348,1	6,6	613,6	15,1	618,8	19,5	1,4	34,2	31,4	0,8	33,7	188,8
4	Nollebos plas 2	Klei	8,7	329,3	14,5	19,2	235,3	923,3	350,3	101,9	332,4	1,7	400,1	16,7	310,0	27,3	1,0	31,8	29,8	0,7	37,6	443,3
4	Ouwekerkse inlaag	Klei	3,9	122,6	5,6	20,1	128,9	233,6	123,3	40,8	132,7	1,7	214,9	8,3	105,4	5,6	0,6	12,8	32,2	1,2	53,8	182,3
4	Serroskerkse Weel	Klei	3,2	158,6	5,3	36,2	94,2	648,7	118,5	30,3	125,0	2,6	179,2	10,3	129,4	18,3	0,6	25,9	23,9	2,9	47,4	381,9
4	Weversinlaag	Klei	5,2	169,2	7,3	22,4	166,9	818,3	157,2	49,1	199,8	4,4	255,9	11,1	116,8	18,1	1,1	30,9	30,0	2,8	36,3	467,6
5	Groote plas	Klei	4,9	230,0	11,4	17,4	481,5	758,3	378,5	83,9	300,0	8,8	38,1	14,8	216,1	22,3	1,0	35,7	40,2	0,4	23,7	621,1
5	Hoekplas	Klei	4,4	221,9	10,3	18,6	471,4	886,1	370,8	90,5	303,6	11,5	36,6	15,6	182,9	68,9	1,0	29,7	32,4	0,4	37,4	860,5
5	Keerstuipplas	Klei	6,7	224,4	11,2	17,3	551,2	765,6	415,5	99,5	324,2	11,0	33,6	15,8	245,3	46,1	1,1	25,2	36,0	0,3	38,5	726,6

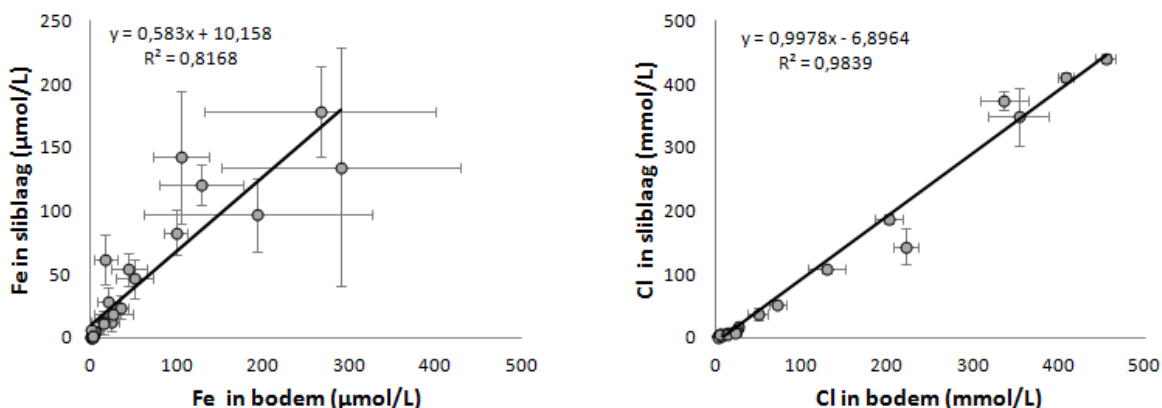
Bijlage VI Chemie sliblaag en onderliggende bodem

Over het algemeen is de chemische samenstelling van de sliblaag vergelijkbaar met de chemische samenstelling van de onderliggende bodem. Op basis van een vergelijking van aluminium- en ijzerconcentraties in de sliblaag en onderliggende klei bodem komt dit naar voren. Er is een sterke correlatie gevonden tussen de aluminium- (R^2 0,93, $P < 0,05$) en ijzerconcentraties (R^2 0,84, $P < 0,05$) tussen beide bodemlagen (afbeelding VI.1).



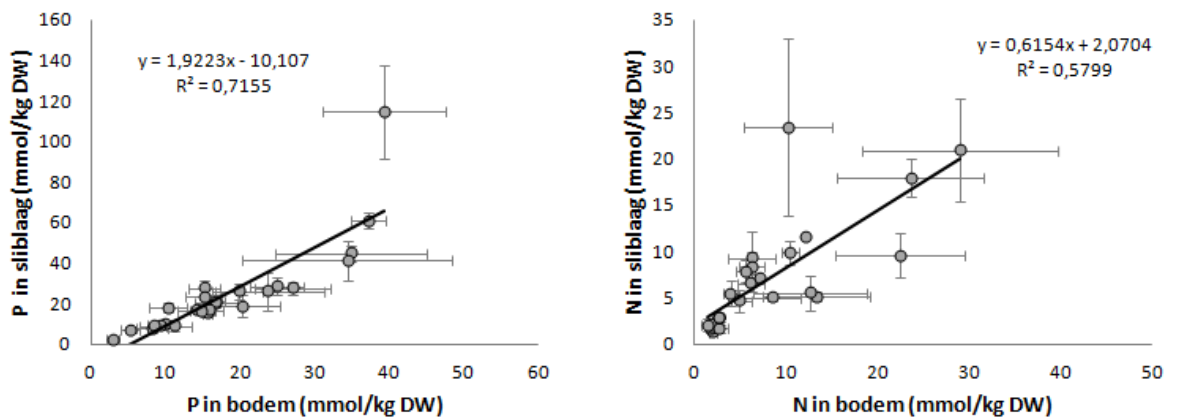
Afbeelding VI.1 Gemiddelde totaal aluminium- (links) en totaal ijzerconcentraties (rechts) in de bodem onder de sliblaag (x-as) uitgezet tegen de gemiddelde totaal aluminium- en totaal ijzerconcentratie in de sliblaag (y-as) (+/- S.E.M.)

Ook op basis van concentraties in het poriewater is er een correlatie tussen concentraties in de sliblaag met concentraties in de onderliggende bodem, in afbeelding VI.2 zijn ijzer en chloride weergegeven.



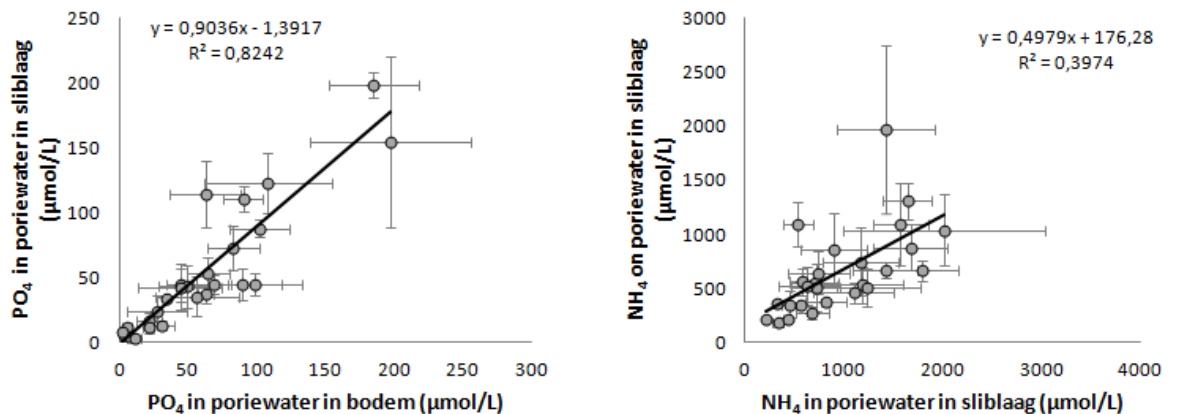
Afbeelding VI.2 Gemiddelde ijzerconcentratie (links) en chlorideconcentratie (rechts) in het poriewater van de bodem onder de sliblaag (x-as) uitgezet tegen de gemiddelde ijzer- en chlorideconcentratie in het poriewater van de sliblaag (y-as) (+/- S.E.M.).

Ook wat betreft nutriënten concentraties bestaat er een correlatie tussen de concentraties in de sliblaag en de concentraties in de onderliggende bodem (afbeelding VI.3 geeft de totaal fosfor- en stikstofconcentraties weer).



Afbeelding VI.3 Gemiddelde totaal fosfor- (links) en totaal stikstofconcentraties (rechts) in de bodem onder de sliblaag (x-as) uitgezet tegen de gemiddelde totaal fosfor- en totaal stikstofconcentratie in de sliblaag (y-as) (+/- S.E.M.).

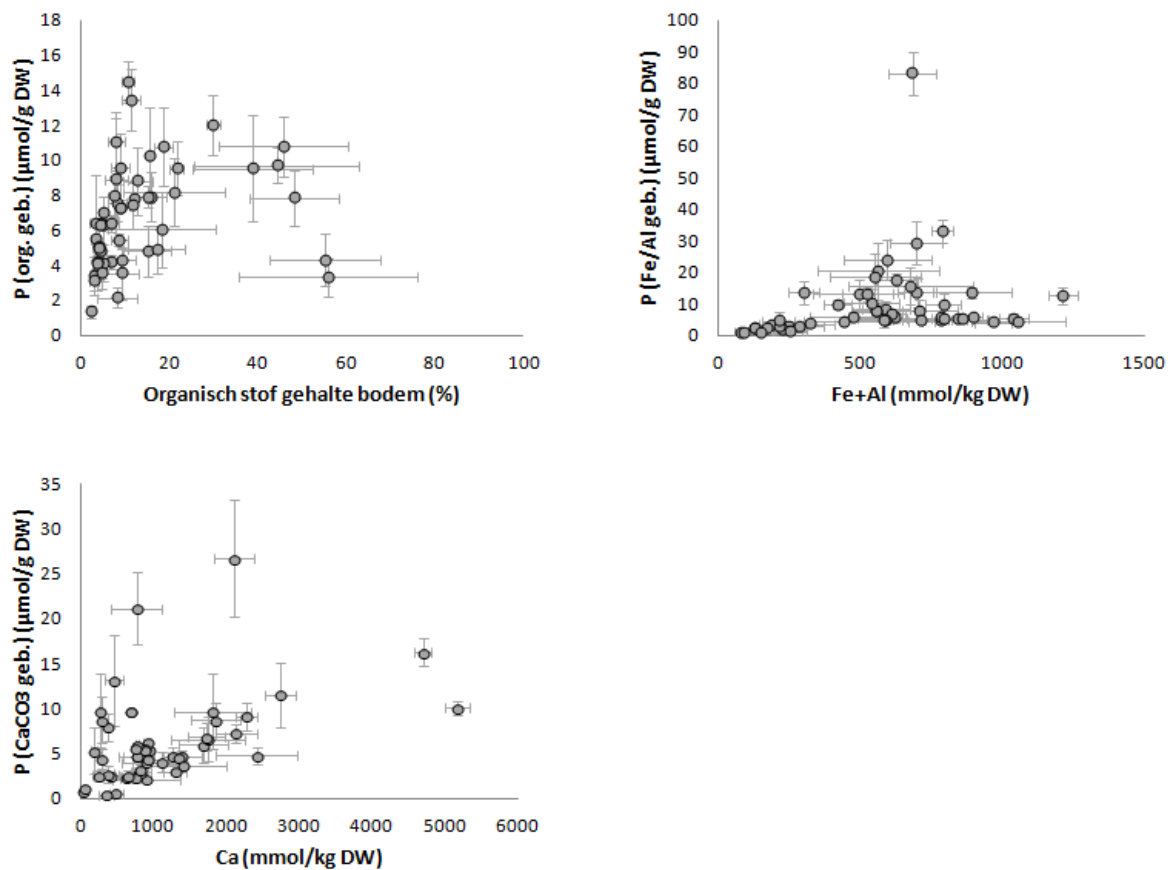
In mindere mate gaat dit ook voor fosfaat- en ammoniumconcentraties in het poriewater van de sliblaag en de onderliggende kleibodem (afbeelding VI.4).



Afbeelding VI.4 Gemiddelde fosfaatconcentratie (links) en ammoniumconcentraties (rechts) in het poriewater van de bodem onder de sliblaag (x-as) uitgezet tegen de gemiddelde fosfaat- en ammoniumconcentratie in het poriewater van de sliblaag (y-as) (+/- S.E.M.).

Bijlage VII Correlaties fractienering

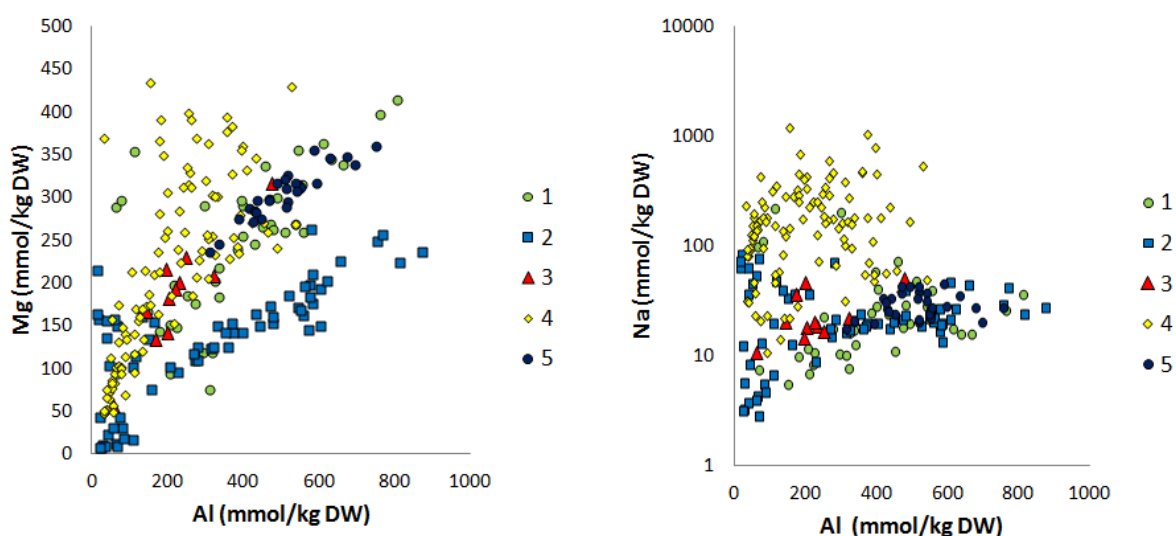
P-



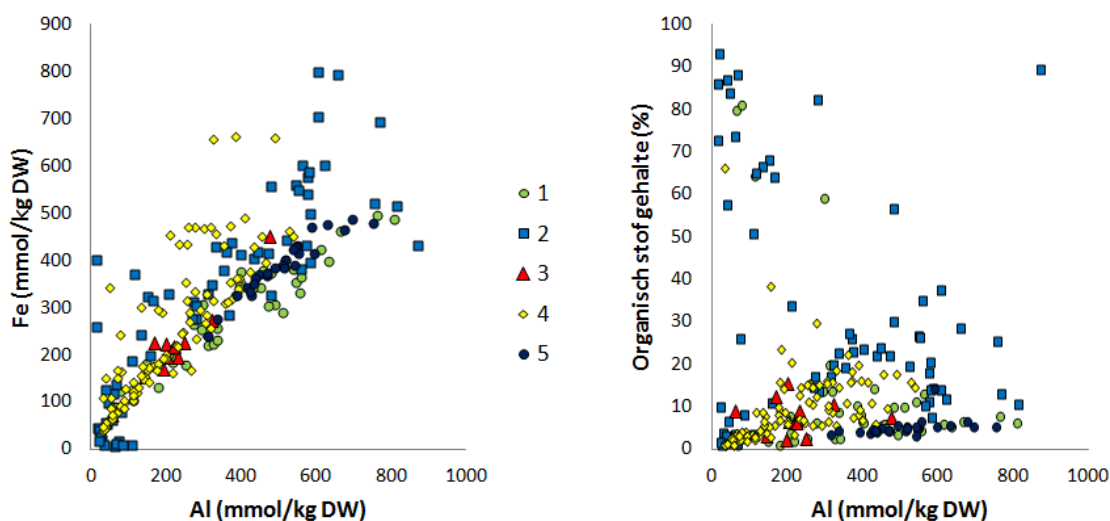
Afbeelding VII.1 In deze drie spreidingsdiagrammen is het organisch stof gehalte, de totaal ijzer- + totaal aluminiumconcentratie en de totaal calciumconcentratie uitgezet tegen de aan deze fractie gebonden fosfor in de bodem (+/- S.E.M.).

Bijlage VIII Chemischesamenstelling en geografische regio's

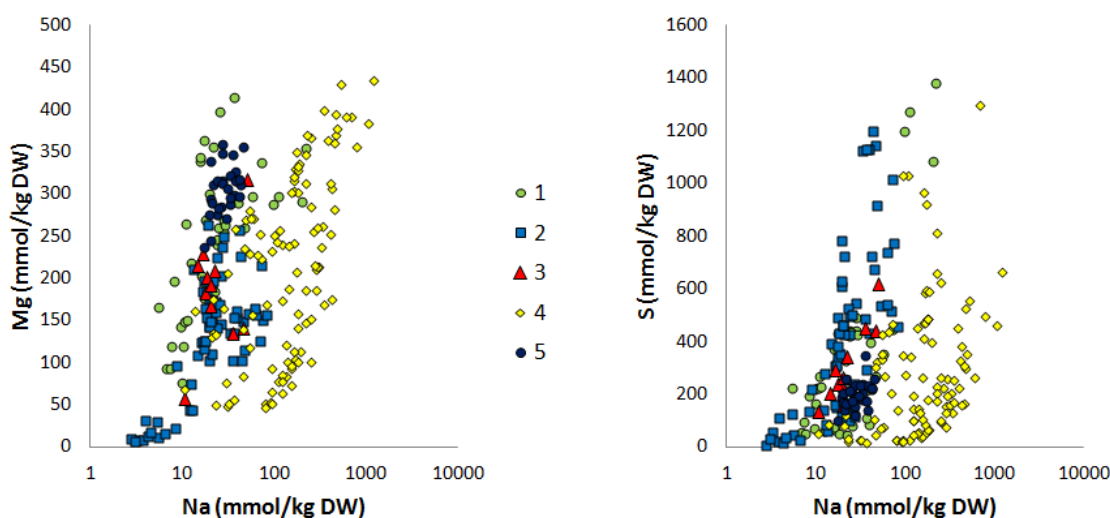
Door de verschillende herkomst van het moedermateriaal bepaalt de ontstaansgeschiedenis van de zeekleibodem mede de chemische samenstelling ervan. Door een verschillende menging van sediment typen tijdens de sedimentatie van de klei, locatie van herkomst van sediment uit de zee, de menging met sediment uit verschillende estuaria. De binnen dit onderzoek bemonsterde zeekleimeren zijn ingedeeld in vijf verschillende geografische regio's (Zuid-Holland, Groningen & Friesland, Noord-Holland, Zeeland en Flevoland). Afbeelding VIII.1 laat twee spreidingsdiagrammen zien waarin de aluminiumconcentraties van alle geanalyseerde bodems is uitgezet tegen de magnesiumconcentratie (links) en de natriumconcentratie (rechts). In afbeelding VIII.2 zijn twee spreidingsdiagrammen te zien waarin de aluminiumconcentratie in de bodem (als chemische parameter voor kleigehalte) is uitgezet tegen de ijzerconcentratie (links) en het organisch stof gehalte (rechts). Op basis van de verhouding tussen de concentraties van aluminium, magnesium en natrium zijn de zeekleimeren in verschillende groepen in te delen. Deze groepering lijkt overeen te komen met de geografische ligging van de zeekleimeren.



Afbeelding VIII.1 De aluminiumconcentratie in zeekleimeerbodems (zowel de slib als de onderliggende bodem) uitgezet tegen de magnesiumconcentratie in de bodem (links) en de natriumconcentratie (y-as op log schaal) (rechts). De bodems zijn opgedeeld in geografische categorieën, (1=Zuid-Holland, 2=Friesland/Groningen, 3=Noord-Holland, 4=Zeeland, 5=Flevoland), (zie Tabel VIII.1 voor de indeling van meren in regio's)



Afbeelding VIII.2 De aluminiumconcentratie in de zeekleimeerbodems (zowel de slib als de onderliggende bodem) uitgezet tegen de ijzerconcentratie in de bodem (links) en de fractie organisch stof (rechts). De bodems zijn opgedeeld in geografische categorieën, (1=Zuid-Holland, 2=Friesland/Groningen, 3=Noord-Holland, 4=Zeeland, 5=Flevoland) (zie Tabel VIII.1 voor de indeling van meren in regio's)



Afbeelding VIII.3 De natriumconcentratie in de zeekleimeerbodems (zowel de slib als de onderliggende bodem) uitgezet tegen de magnesiumconcentratie in de bodem (links) en de zwavelconcentratie (rechts) (x-as op log schaal). De bodems zijn opgedeeld in geografische categorieën, (1=Zuid-Holland, 2=Friesland/Groningen, 3=Noord-Holland, 4=Zeeland, 5=Flevoland) (zie Tabel VIII.1 voor de indeling van meren in regio's)

Uit de in afbeeldingen VIII.1, VIII.2 en VIII.3 weergegeven spreidingsdiagrammen van de chemische bodemsamenstelling blijkt dat zeekleibodems in verschillende geografische regio's een verschillende chemische bodemsamenstelling hebben. Samengevat zijn de meerbodems in Zeeland over het algemeen rijk aan natrium en in mindere mate in magnesium en in vergelijking met de andere meerbodems relatief arm in organisch stof, aluminium en ijzer. Meerbodems in Friesland en Groningen zijn

relatief rijk aan ijzer en enkele ook rijk aan organisch stof en zwavel. Meren in Zuid-Holland vertonen relatief veel spreiding en variatie over meerdere chemische parameters. De meren in Flevoland zijn echter onderling goed vergelijkbaar en bevatten relatief veel aluminium en magnesium en juist weinig organisch stof en zwavel. In bijlage V is een lijst weergegeven met gemiddelde concentraties van elementen in de bodem van de bemonsterde zeekleimeren.

Tabel VIII.1 Indeling van de zeekleimeren in geografische regio's

Kraaiennest	1	
Oranjepolder	1	
Prinsenbos	1	
Starrevaartsplas	1	
Aldegeaster Brekken	2	
Biggemeer	2	
Hondhalstermeer	2	
Kleine Vogel	2	
Pikmeer	2	
Wijde Ee	2	
Groote Vliet	3	
t Waartje	3	
Canisvlietsekreek	4	
De Vogel	4	
De Weel	4	
Dijkwater Zuid	4	
Flauwersinlaag	4	
Groote Gat	4	
Nollebos plas 1	4	
Nollebos plas 2	4	
Ouwekerkse inlaag	4	
Serooskerkse Weel	4	
Weversinlaag	4	
Groote plas	5	
Hoekplas	5	
Keersluisplas	5	
Classificering in geografische regio's		
	Zoete getijde afzetting (Zuid-Holland)	1
	Friesland/Groningen	2
	Westland-Friesland	3
	Zeeland	4
	Flevoland	5