

Ecologie, waterkwaliteit en peilbeheer op de boezem van Duurswold



KenB rapport 2006-122

G. Mulderij
R. Bijkerk

Ecologie, waterkwaliteit en peilbeheer op de boezem van Duurswold

Onderzoek voor de opstelling van een nieuw peilbesluit

In opdracht van Waterschap Hunze en Aa's

Auteurs	G. Mulderij R. Bijkerk
Datum	14 december 2006
KenB-rapport	2006-122
Status	Definitief

koeman en bijkerk bv
ecologisch onderzoek en advies

bezoekadres	kerklaan 30 Haren
postadres	postbus14 9750 AA Haren
telefoon	050 363 2265
telefax	050 363 5205
email	koeman.en.bijkerk@biol.rug.nl
website	http://www.koemanenbijkerk.nl

Foto omslag:

Luchtfoto van het Schildmeer en een deel van het Afwateringskanaal van Duurswold
(Bron: Google Earth).

Deze publicatie kan geciteerd worden als:

Mulderij G & Bijkerk R (2006) Ecologie, waterkwaliteit en peilbeheer op de boezem van Duurswold. Onderzoek voor de opstelling van een nieuw peilbesluit. Rapport 2006-122, Koeman en Bijkerk bv, Haren. In opdracht van Waterschap Hunze en Aa's.

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	3
Voorwoord	5
Samenvatting	7
1 Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Boezemgebied van Duurswold	11
1.3 Doel en vraagstellingen	11
1.4 Opzet	12
1.5 Leeswijzer	12
1.6 Verantwoording	13
2 Effecten van peilbeheer	15
2.1 Inleiding	15
2.2 4 ^e Nota Waterhuishouding	15
2.3 Europese Kaderrichtlijn Water	15
2.4 Ecologische effecten van peilaanpassing	16
2.5 Neerslag, verdamping en peilverloop	16
2.6 Peilbeheer	17
2.6.1 Peilregime	18
2.6.2 Waterdiepte	22
2.6.3 Waterkwaliteit	24
2.7 Slagen van herstel door verandering van peilbeheer	25
3 Gebiedsbeschrijving	27
3.1 Het boezemgebied Duurswold	27
3.2 Het Schildmeer	27
3.3 Afwateringskanaal Duurswold	28
3.4 Hydrologie	28
3.5 Toegekende functies	29
4 Ecologische kwaliteit van boezemsysteem Duurswold	31
4.1 Inleiding	31
4.2 Verzilting	32
4.3 Vermesting	33
4.4 Vertroebeling	38
4.5 Microverontreinigingen	39
4.6 Waterbodem	40
4.7 Fytoplankton	41
4.8 Water- en oevervegetatie	41
4.9 Macrofauna	42
4.10 Visbestand	43

4.11	STOWA beoordeling Kanalensysteem	43
4.12	Knelpunten Kanalensysteem	44
5	Ecologisch functioneren	45
5.1	Voedselweb Schildmeer	45
5.2	Voedselweb Afwateringskanaal Duurswold	48
6	Aandachtsgebieden Woudbloem en Nieuwe Rijpmakanaal	49
6.1	Krabbescheer in Woudbloem en het Nieuwe Rijpmakanaal	49
6.2	Ecologie van Krabbescheer	50
6.3	Belang van Krabbescheer voor andere organismen	51
6.4	Maatregelen voor herstel en behoud van Krabbescheer	51
7	Ecologische streefbeelden	53
7.1	Schildmeer	53
7.1.1	Ecologisch streefbeeld	53
7.1.2	Waterkwaliteitsdoelstellingen	53
7.1.3	Vertaling naar het peil	54
7.2	Kanalensysteem Duurswold	57
8	Ecologische effecten van de vier peilscenario's	59
8.1	Uitgangspunten	59
8.2	Globaal beoordelingskader	61
8.3	Nulvariant	62
8.4	Ecologische variant	63
8.5	Bergingsvariant	64
8.6	Tussenvariant	66
8.7	Marges en onzekerheden	67
9	Conclusies en aanbevelingen	69
9.1	Conclusies	69
9.2	Aanbevelingen	71
	Literatuur	72
Bijlage I	Lijst van analyses uitgevoerd aan monsters van het Schildmeer en het kanalensysteem.	75

Voorwoord

Het Waterschap Hunze en Aa's (WHA) werkt aan het Watersysteemplan Duurswold. Het boezemgebied Duurswold omvat het Schildmeer en diverse kanalen. Belangrijk voor de uitwerking van het Watersysteemplan zijn de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en het daaruit volgende, nieuwe peilbesluit. In de procedure die aan het peilbesluit vooraf gaat moeten verschillende belangen (zoals ecologie en waterkwaliteit) worden afgewogen. Om dit op een juiste wijze te kunnen doen dient het effect van peilbeheer op de ecologie en waterkwaliteit van de boezem van Duurswold te worden geanalyseerd. Hiertoe heeft het WHA besloten opdracht te geven voor een onderzoek naar de ecologie, waterkwaliteit en de gevolgen van peilbeheer in de boezem Duurswold.

Dit rapport beschrijft de historische ontwikkelingen, de huidige ecologische toestand, de waterkwaliteit en het ecologisch functioneren van het boezemgebied. Verder toont het de ecologische effecten van vier verschillende scenario's van peilbeheer. In het eerste scenario (**Nulvariant**) wordt er uitgegaan van de huidige situatie zonder veranderingen aan het peilbeheer. Het tweede scenario bestudeert de gevolgen van een ecologisch optimaal peilbeheer (**Ecologische variant**). Het derde scenario bekijkt de gevolgen van een hydrologisch optimaal peilbeheer (**Bergingsvariant**) en in het laatste scenario wordt er gekeken naar de effecten van een tussenvorm van peilbeheer (**Tussenvariant**): tussen het ecologisch optimaal en hydrologisch optimaal peilbeheer. Tot slot wordt er een aanbeveling voor het opstellen van een nieuw peilbesluit gedaan.

Haren, 14 december 2006

Gabi Mulderij
Ronald Bijkerk

Samenvatting

Voor u ligt een rapport dat de waterkwaliteit en ecologische ontwikkeling beschrijft van het Schildmeer en het Afwateringskanaal van Duurswold, twee onderdelen van de boezem van Duurswold en dat de ecologische gevolgen beschrijft van varianten van peilbeheer. Het hier beschreven onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Waterschap Hunze en Aa's (WHA). De ecologische gevolgen van verschillende peilvarianten zijn geanalyseerd ter voorbereiding op het door het WHA vast te stellen nieuwe peilbesluit. Dit rapport is bedoeld als uitgangspunt voor het afwegen van de ecologische belangen binnen de totstandkoming van het nieuwe peilbesluit.

Waterkwaliteit en ecologie in de boezem

Uit historische gegevens is gebleken dat het fosfaatgehalte in het Schildmeer in de loop der jaren (1978 – 2006) significant gedaald is en dat het meer gemiddeld in de zomer significant helderder is geworden (groter doorzicht). Het Schildmeer is weinig productief met lage chlorofyl-a-gehaltenes en weinig vis. Vroeger was het meer begroeid met waterplanten, maar die zijn in de loop der jaren verdwenen. Door het instellen van een omgekeerd peil met een kleine marge, is ook de kwaliteit van de oevervegetatie achteruit gegaan. Tegenwoordig vinden we nog wel rietkragen, maar die zijn te dicht van structuur om te kunnen functioneren als habitat voor vegetatieminnende vis. Ondanks de toename van het doorzicht en een afname van het fosfaatgehalte heeft er dus geen herstel van de oever- en waterplantenvegetatie plaatsgevonden.

In een ecologisch optimale situatie zou het Schildmeer matig voedselrijk zijn. Een groot deel van het meer is dan begroeid met waterplanten en het bezit brede oeverzones. De visstand is van het type Snoek - Blankvoorn of Ruisvoorn - Snoek met daarnaast trekvis. Deze schets vinden we terug in de beschrijving van het Maximale en Goede Ecologische Potentieel (MEP/GEP) van het meer.

Voor het herstel van het Schildmeer wordt allereerst gestreefd naar herstel van de oever- en watervegetatie omdat met het herstel daarvan indirect ook andere componenten in het Schildmeer positief zullen worden beïnvloed.

De huidige toestand van het kanalsysteem van Duurswold is vooral bekeken vanuit het oogpunt van gradiënten over het gehele boezemgebied. Hieruit bleek bijvoorbeeld dat het chloridegehalte in het westen van het gebied lager is dan in het oosten. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de invloed van de zee. Het totaal fosfaatgehalte is slechts op twee meetpunten in het Afwateringskanaal (WOUDBLOEM en FARMSUM) significant gedaald. Kijken we verder naar de zichtdiepte over het hele gebied, dan zien we de laagste zichtdiepte in het westen van het gebied (bij Woudbloem). Het doorzicht neemt naar het oosten steeds verder toe. Voor de andere parameters werden geen duidelijke trends gevonden. De meetpunten in het Afwateringskanaal liepen enigszins uiteen qua STOWA beoordeling, maar op alle meetpunten was zowel de trofiegraad, als de saprobiegraad, als het sulfaatgehalte te hoog en het doorzicht (vaak) te laag. Een ander knelpunt op deze meetpunten is de aanwezigheid van onnatuurlijke oevers.

Ecologische effecten van peilbeheer

De ecologische effecten van peilbeheer zijn in zijn algemeenheid beschreven op basis van literatuuronderzoek. Voor de concrete situatie van de Duurswoldboezem zijn de ecologische effecten beschreven voor vier beheersvarianten:

1. In de **nulvariant** blijft het peilbeheer onveranderd (winterpeil, WP: 1.12 m –NAP en zomerpeil, ZP: 1.05 - 1.00 m –NAP);
2. In de **bergingsvariant** wordt het WP gehandhaafd op 1.12 m –NAP, terwijl het peil in het voorjaar 20 cm wordt opgezet en daarna over het seizoen weer maximaal 20 cm mag uitzakken, afhankelijk van neerslag en verdamping;
3. In de **ecologische variant** wordt de peilvariatie grotendeels bepaald door natuurlijke processen, waardoor het ZP lager en het WP hoger zal zijn dan bij het huidige peilregime.
4. In de **tussenvariant** wordt het WP gehandhaafd op 1.0 m –NAP en wordt het peil in het voorjaar (mei) teruggebracht tot 1.2 –NAP om de ontwikkeling van onderwatervegetatie te stimuleren. Vervolgens wordt het peil na mei weer opgevoerd naar het WP om te voldoen aan de gewenste minimale vaardiepte van 1.2 m (=waterdiepte van 1.6 m).

Op grond van de uitgangspunten, *Ecologische kwaliteit Schildmeer, Vaardiepte kanalen en Besparing op de aan te voeren hoeveelheid gebiedsvreemd water*, zijn de ecologische effecten van de vier peilvarianten ingeschat in een globaal beoordelingskader. Hierin zijn waterdiepte, peilregime en wateraanvoer als sturende factoren naar voren gehaald en nutriënten (gehalte en externe belasting), oevervegetatie, waterplanten, macrofauna, roofvis en vegetatieminnende vis als doelvariabelen (Tabel 1).

Tabel 1 Globaal beoordelingskader ecologische effecten peilverandering in de vier onderscheiden scenario's.

Doelvariabele	Nulvariant	Ecologische variant	Tussenvariant	Bergingsvariant
Stikstofgehalte	0	+	0	0
Fosfaatgehalte	0	++	0	+
Externe stikstof belasting*	0	0	0	0
Externe fosfaatbelasting*	0	+	0	0
Bedekking watervegetatie	0	++	+	0
Breedte oevervegetatie	0	++	+	+
Diversiteit macrofauna	0	++	+	+
Aandeel roofvis	0	++	+	+
Aandeel veg. minnende vis	0	++	+	0

0 = geen effect;; - = afname kwaliteit / toename gehalte; -- = sterke afname kwaliteit / toename gehalte; + = toename kwaliteit / afname gehalte; ++ = sterke toename kwaliteit / afname gehalte; * gerelateerd aan de hoeveelheid toegevoerd gebiedsvreemd water.

Uit Tabel 1 kan worden geconcludeerd dat, vanuit ecologisch oogpunt, de **ecologische variant** logischerwijs het beste scoort. Voor zowel de nutriënten als voor de vegetatie (oever- en watervegetatie), macrofauna en het visbestand worden bij de ecologische variant positieve effecten verwacht.

In vergelijking met de ecologische variant vormt de **tussenvariant** geen slecht alternatief. In deze variant worden nog steeds positieve effecten verwacht op de ontwikkeling van de oevervegetatie en ondergedoken waterplanten, daarmee op de diversiteit van de macrofaunagemeenschap en op het aandeel roofvis en vegetatieminnende vis.

Ten opzichte van de uitgangssituatie (nulvariant) worden er in de **bergingsvariant** positieve effecten verwacht op het fosfaatgehalte (afname gehalte), de breedte van de oevervegetatie, de macrofaunadiversiteit en het aandeel roofvis.

De te verwachten effecten uiteten zich vooral in de ecologische conditie van het Schildmeer. Door de aanwezigheid van oeververdediging langs ca. 60% van het Afwateringskanaal zal een peilaanpassing voor het kanalsysteem minder effect hebben op de oevervegetatie. Op locaties waar bijvoorbeeld geen verdediging is (ca. 40%) of waar vooroevers de achterliggende ecologische zone beschermen (ca. 5%), speelt peilaanpassing wel een rol in de ontwikkeling van de oevervegetatie.

In de uiteindelijke vergelijking van de vier scenario's is gebruik gemaakt van drie criteria:

1. De ecologische kwaliteit van het Schildmeer, waarbij de ontwikkelingsmogelijkheden van water- en oevervegetatie als sleutelfactoren zijn opgevat;
2. De gewenste vaardiepte van minimaal 1.2 m in het kanalsysteem;
3. De besparing op de hoeveelheid in te laten, gebiedsvreemd water.

Tabel 2 Samenvatting beoordeling vier peilscenario's op basis van de criteria: Ecologie van het Schildmeer, Vaardiepte kanalsysteem, Besparing op de toevoer van gebiedsvreemd water.

Scenario	Hoofdeffect ^a	Neveneffecten ^a	
	Ecologie Schildmeer	Vaardiepte kanalsysteem	Besparing watertoevoer
Nulvariant	0	0	0
Ecologische variant	+++	--	++
Bergingsvariant	+	0 ^b	+
Tussenvariant	++	-	0

0 = Geen effect; - = Negatief effect; + = Positief effect; Aantal tekens representeert de mate van het effect.

^a De nadruk in dit rapport ligt op de effecten van peilverandering op de *ecologie van het Schildmeer* en in die zin worden *Vaardiepte* en *Besparing op de watertoevoer* gezien als neveneffecten. Voor de vorming van het eindoordeel weegt het criterium *Ecologie Schildmeer* dan ook het zwaarst mee.

^b Kortstondige vergroting van de vaardiepte.

Tabel 2 geeft een samenvatting van de vergelijking van de vier peilscenario's. Bij de analyse van de vier scenario's lag de focus op de ecologie van het Schildmeer (hoofdeffect) maar zijn de vaardiepte en besparing op de watertoevoer als neveneffect meegescord.

Aanbevelingen

Vanuit ecologisch oogpunt is de **ecologische variant** in vergelijking met de andere in dit rapport beschreven scenario's het beste alternatief voor het nieuwe peilbeheer. Bij uitvoering van dit peilregime wordt de ecologische kwaliteit van het Schildmeer positief beïnvloed en het gebruik van gebiedsvreemd water verminderd. Wel zal bij de ecologische variant in verschillende (hoofd)kanalen van de boezem de vaardiepte ondieper dan gewenst (1.2 m) worden, maar dat is in de huidige situatie op sommige locaties ook al het geval. Het probleem van deze lokale ondieptes in het kanalsysteem zou mogelijk opgelost kunnen worden door te baggeren.

Voor een verbeterde ontwikkeling van ondergedoken waterplanten in het Schildmeer is vooral de waterdiepte van belang, maar voor oevervegetatie speelt ook de hellingshoek van de oever een belangrijke rol. Bij steile oevers hebben grotere peilfluctuaties weinig effect op de breedte van de oeverzone. Bij oevers met een flauwere hellingshoek kan het peilverschil zorgen voor een verbreding van de oeverzone en een ontwikkeling van echte moerasplanten in plaats van ruigtekruiden. Om een maximaal effect van het peilverschil op de oevervegetatie van het Schildmeer te creëren zouden de oevertaluds aan de noordzijde van het meer verflauwd moeten worden, om te zorgen dat het water een zo breed mogelijke zone van de oever kan bereiken.

Tot slot bestaat er nog enige onzekerheid over de oorzaak voor de afwezigheid van waterplanten in het Schildmeer. Gaat men voor ondergedoken waterplanten uit van een lichtbehoefte van minimaal 10% van het ingestraalde zonlicht, dan blijkt het lichtklimaat in het Schildmeer een beperkende factor te kunnen zijn. Door middel van uitgekiend peilbeheer zou hierop geanticipeerd kunnen worden. Mogelijk echter speelt ook de aard van de bodem een rol. De plaatselijk hoge dichtheid aan schelpen zou de vestiging van waterplanten kunnen bemoeilijken. Om uit te sluiten dat dit een rol speelt zou nader onderzoek moeten worden verricht.

Het voor ondergedoken waterplanten ontoereikende lichtklimaat in het midden en oostelijk deel van het Schildmeer, vindt zijn oorzaak in de opwerveling van bodemdeeltjes als gevolg van door wind veroorzaakte turbulentie. Door de aanleg van landtongen zou de strijklengte van de wind plaatselijk verminderd kunnen worden en ontstaan luwe zones waarachter waterplanten tot ontwikkeling kunnen komen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Het beheersgebied van het waterschap Hunze en Aa's (WHA) bestaat uit de volgende acht watersystemen: Drentse Aa, Hunze, Duurswold, Oldambt, Fiemel, Delfzijl, Westerwolde en De Veenkoloniën. Voor de boezem van Duurswold, onderdeel van District Noord van het beheersgebied van WHA, wordt naast de ontwikkeling van het Watersysteemplan Duurswold ook een nieuw peilbesluit vastgelegd. In de procedure die hieraan vooraf gaat vindt een afweging van verschillende belangen waaronder ecologie en waterkwaliteit plaats. Voor de vaststelling van het nieuwe peilbesluit moet bekend zijn wat de effecten van het peilbeheer op de ecologie en waterkwaliteit van de boezem zijn. Daartoe heeft het WHA opdracht gegeven voor de uitvoering van onderzoek aan de boezem van Duurswold, wat moet leiden tot een aanbeveling voor het vaststellen van het nieuwe peilbesluit.

1.2 Boezemgebied van Duurswold

Het boezemgebied van Duurswold is gelegen in het centrale deel van de provincie Groningen. In het oostelijk deel van Duurswold vinden we het Schildmeer (ca. 300 ha) dat een belangrijk onderdeel van de boezem vormt. Het grootste deel van de oevers van het Schildmeer is natuurgebied en verder wordt het meer omgeven door een groot landbouwgebied. Het Afwateringskanaal van Duurswold loopt van het Slochterdiep via het Schildmeer onder het Eemskanaal door en loopt dan van het gemaal Duurswold bij Delfzijl naar de Eems. Het kanaal voert zowel water van de veenpolders ten noorden van Harkstede, Kolham en Slochteren als gedefosfateerd effluent van de RWZI Slochteren af. Ten zuidoosten van het Schildmeer, bij Siddeburen bevindt zich nog een RWZI waarvan het effluent afgevoerd wordt op de boezem. Deze twee RWZI's gaan echter in 2008 verdwijnen, waardoor er vanaf die tijd geen afvoer van effluent meer plaats zal vinden. Er is namelijk besloten de RWZI's van Slochteren en Siddeburen, maar ook die van Zuidlaren te vervangen door een nieuwe RWZI te Foxhol.

1.3 Doel en vraagstellingen

Het doel van het in dit rapport beschreven onderzoek was een beschrijving geven van mogelijke effecten van vier verschillende peilscenario's op de ecologie en waterkwaliteit in de boezem Duurswold ten behoeve van het vaststellen van een nieuw peilbesluit. De boezem van Duurswold werd voor de door het WHA opgestelde vraagstellingen opgesplitst in twee delen: het Schildmeer en de overige kanalen ('kanalensysteem').

Voor dit onderzoek formuleerde het WHA de volgende kennisvragen:

1. *Wat is vanuit het aquatisch ecosysteem van het Schildmeer de gewenste peildynamiek?*
2. *Wat is vanuit het aquatisch ecosysteem van de kanalen de gewenste peildynamiek?*
3. *Is er t.o.v. het huidige peilbeheer een verandering nodig voor het Schildmeer en/of het kanalsysteem?*
4. *Als de gewenste peildynamiek slechts ten dele kan worden bereikt, wat is dan het effect daarvan op de ecologische doelstellingen? ("gevoeligheidsanalyse").*
5. *Heeft het bergen en hierna gebruiken van gebiedseigen water nog belangrijke ecologische voordelen ten opzichte van het aanvoeren van gebiedsvreemd water?*

1.4 Opzet

Het onderzoek is opgezet in twee fasen:

1. Inventarisatie en gebiedsanalyse;
2. Analyse gewenst peilbeheer en kwalitatieve analyse effecten peilscenario's.

Fase 1 omvat de individuele analyses van het aquatisch ecosysteem van zowel het Schildmeer als het kanalsysteem, waarbij de nadruk ligt op de voor ecologie en waterkwaliteit belangrijkste factoren. Deze fase komt aan de orde in de hoofdstukken 3 - 6. Fase 2 omvat een analyse van het gewenste peilbeheer in beide deelsystemen (Schildmeer en kanalsysteem), evenals een analyse van effecten van de verschillende peilscenario's. Deze fase komt aan de orde in de hoofdstukken 7 - 9.

1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een inleiding op het thema peilbeheer en beschrijft de mogelijke ecologische effecten van peilbeheer op aquatische ecosystemen. In hoofdstuk 3 wordt een korte beschrijving van het gebied gegeven. Het daarop volgende hoofdstuk beschrijft de historische ontwikkelingen en huidige ecologische kwaliteit van het Schildmeer en het kanalsysteem (hoofdstuk 4). Hoofdstuk 5 gaat in op het ecologisch functioneren van de twee onderdelen van de boezem van Duurswold. Hoofdstuk 6 geeft een beschrijving van twee aandachtsgebieden waar het nieuwe peilbesluit van (indirect) belang kan zijn. Hoofdstuk 7 bestaat uit een beschrijving van de ecologische streefbeelden voor het Schildmeer en het kanalsysteem. In hoofdstuk 8 komen de vier verschillende scenario's en de te verwachten effecten aan bod en in hoofdstuk 9 worden de conclusies van het onderzoek gepresenteerd en de vragen uit paragraaf 1.3 beantwoord.

1.6 Verantwoording

Voor een beschrijving van de huidige ecologische toestand is gebruik gemaakt van bestaande fysisch-chemische en biologische gegevens. Deze gegevens zijn verzameld door, of in opdracht van het WHA, in het kader van het routinematig meetprogramma oppervlaktewaterkwaliteit. De rapportage is samengesteld door G. Mulderij en R. Bijkerk. Vanuit het WHA werd het project begeleid door een begeleidingscommissie bestaande uit de heren P.P. Schollema, R. Boonstra, A. Siebring, W. Kastelein, F. Ebbens en U. Vegter.

2 Effecten van peilbeheer

Dit hoofdstuk beschrijft de mogelijke ecologische effecten van peilbeheer op aquatische ecosystemen in het algemeen. Voor een uitgebreidere beschrijving van individuele ecologische en hydrologische effecten van peilbeheer en een toelichting van casestudies wordt verwezen naar Wienk *et al.* (2000), Coops (2002) en Van Hardeveld *et al.* (2003).

2.1 Inleiding

Het peilbeheer is één van de drijvende krachten achter het ecologisch functioneren van wateren (Coops 2002). Het waterpeil wordt in sterke mate beïnvloed door de inrichting van watersystemen (afhankelijk van de toegewezen functies) en is steeds meer aan banden gelegd. Als gevolg hiervan is het verloop van het waterpeil steeds onnatuurlijker geworden. Inzicht in het functioneren van aquatische ecosystemen liet zien dat naast het reduceren van nutriëntengehaltes en het herstellen van de visstand, het peilbeheer van groot belang is voor ecologisch herstel van meren en plassen. Veranderingen in het peilbeheer kunnen indirect leiden tot het ontstaan van helder water.

2.2 4^e Nota Waterhuishouding

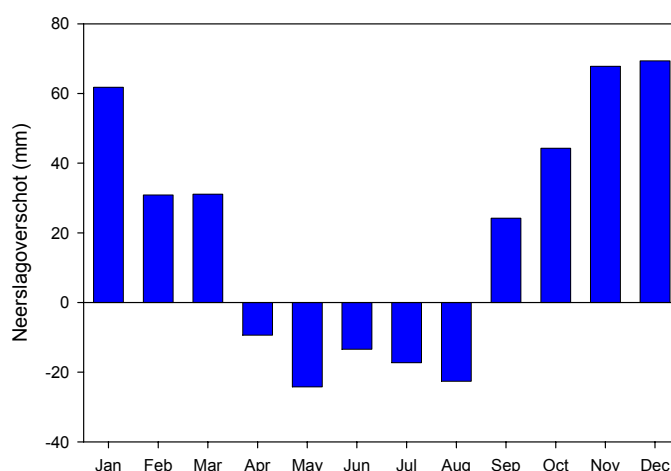
De 4^e Nota Waterhuishouding beschrijft dat Nederland veilig en goed bewoonbaar moet zijn en dat watersystemen gezond en duurzaam moeten zijn. Om duurzame watersystemen te krijgen moeten we op een meer natuurlijke wijze omgaan met water en daarom ook meer samenhang tussen ruimtelijke ordening, milieu en water creëren door de verschillende belangen en functies zo veel mogelijk op elkaar af te stemmen. In ideale zin willen we zo naar een natuurlijker peilbeheer toe.

2.3 Europese Kaderrichtlijn Water

Ook de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) zal van grote invloed zijn op het waterbeleid in Nederland. Deze richtlijn schrijft voor dat de ecologische kwaliteit van grond- en oppervlaktewater in 2015 minimaal “goed” moet zijn. Ingrepen in watersystemen mogen niet leiden tot een verslechtering van de huidige ecologische kwaliteit. Op Europees niveau moeten watersystemen duurzamer worden gebruikt en de gevolgen van overstromingen en verdrogingen worden geminimaliseerd. Binnen de KRW maakt Nederland deel uit van vier stroomgebiedsdistricten: Rijn, Maas, Schelde en Eems. Per stroomgebied moet er in een stroomgebiedsbeheersplan worden aangegeven wat er gedaan wordt om de ecologische kwaliteit te verbeteren. In die plannen wordt aandacht geschonken aan onderwerpen als waterkwaliteit, habitatfunctie, duurzaam gebruik van water en het vermijden van verdroging en overstroming. Peilbeheer hangt nauw samen met al deze onderwerpen en zal dus een belangrijk onderdeel zijn van de stroomgebiedsbeheersplannen.

2.4 Ecologische effecten van peilaanpassing

Door de hierboven geschetste ontwikkelingen is het peilbeheer tegenwoordig niet meer alleen maar gericht op veiligheid en landbouwbelangen, maar hebben milieu en natuur een grotere stem in het geheel gekregen. Hierdoor zijn er nieuwe wensen ten aanzien van het peilbeheer ontstaan. Daarnaast spelen factoren als klimaatverandering en bodemdaling ook een rol in de overwegingen voor het vaststellen van een nieuw peilbesluit. De onderstaande paragrafen bespreken de mogelijke ecologische effecten van peilaanpassing op aquatische ecosystemen.



Figuur 1

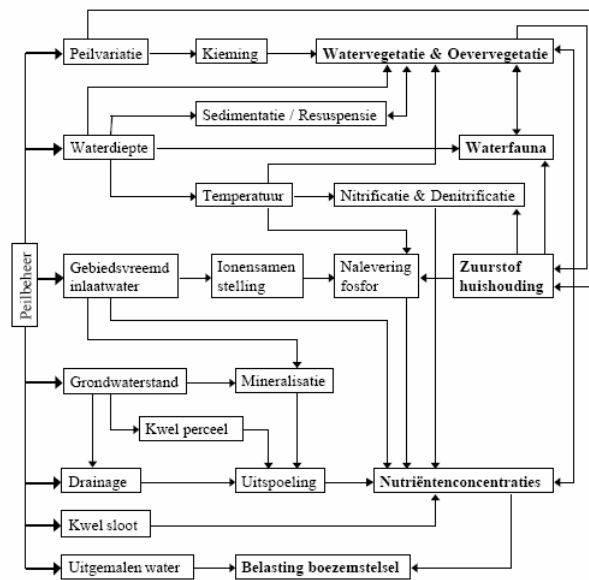
Neerslagoverschot berekend uit langjarig (1971 - 2000) gemiddelde neerslag en verdamping te Eelde (Bron: KNMI).

2.5 Neerslag, verdamping en peilverloop

In het huidige Nederlandse klimaat hebben we te maken met een verdampingsoverschot in het zomerhalfjaar, terwijl we in de winter kampen met een neerslagoverschot (Figuur 1). Door het zomerse verdampingsoverschot daalt het waterpeil, waardoor we in een natuurlijke situatie te maken krijgen met mogelijke droogval van oevers en hogergelegen, temporaire wateren. In de winter stijgt het waterpeil weer door het neerslagoverschot, waardoor van nature inundatie van omliggende gebieden kan plaatsvinden.

Tegenwoordig wordt het peil echter kunstmatig gehandhaafd, met als gevolg dat er in de wintermaanden water wordt afgevoerd om zo overstrooming te voorkomen. Het tekort aan water in de zomer wordt over het algemeen gecompenseerd door aanvoer van gebiedsvreemd water (doorgaans water afkomstig uit de Rijn). Gebiedsvreemd water heeft meestal een andere chemische samenstelling dan gebiedseigen water en dit leidt vaak tot eutrofiëringseffecten.

Bij een **natuurlijk peilverloop** hebben we te maken met een situatie waarbij het peil totaal door natuurlijke aan- en afvoer, neerslag/verdamping en wegzijging/kwel wordt bepaald, met een ruim verschil tussen de maximale en minimale waterstand (Coops & Van Vliet 2002). In vergelijking met een natuurlijk peilverloop kan het waterpeil in de zomer tegenwoordig ook kunstmatig hoog worden gehouden, terwijl het in de winter dan lager is dan onder natuurlijke omstandigheden. We spreken hier van een **omgekeerd peilverloop** (Coops & Van Vliet 2002). Naast deze twee definities beschreven Coops & Van Vliet (2002) nog twee andere vormen van peilverloop. Ze onderscheidden **semi-natuurlijk peilverloop**, waarbij het peilverloop door aan- en afvoer van water wordt bepaald (dan wel door simulatie van neerslag en verdamping), met een beperkte marge (enkele dm) tussen onder- en bovengrens. Tot slot beschreven ze een **vast peil** als een peilregime waarbij we gedurende het hele jaar te maken hebben met een onveranderlijk peil, waarin slechts kleine, onregelmatige schommelingen als gevolg van aan- en afvoerfluctuaties en wind optreden.



Figuur 2 Verschillende wegen via welke peilbeheer van invloed kan zijn op de waterkwaliteit (Bron: Van Hardeveld *et al.* 2003).

2.6 Peilbeheer

Peilbeheer speelt op verschillende manieren een rol in een aquatisch ecosysteem (Figuur 2; Van Hardeveld *et al.* 2003). Ecologische effecten van peilbeheer kunnen zowel direct als indirect ontstaan. We maken onderscheid tussen (a) directe effecten teweeggebracht door invloeden van het peilregime, (b) directe effecten ontstaan door een verandering van de waterdiepte, en (c) indirecte effecten als gevolg van een verandering van de waterkwaliteit. Deze veranderingen hebben effect op verschillende onderdelen binnen een aquatisch ecosysteem. In de volgende paragrafen worden individuele effecten op de

eerdergenoemde onderdelen voor zowel het peilregime als de waterdiepte en de waterkwaliteit besproken.

2.6.1 Peilregime

In deze paragraaf bespreken we de directe ecologische effecten als gevolg van het veranderde peilregime op de verschillende onderdelen van het aquatische voedselweb. Onder een veranderend peilregime verstaan we de veranderingen in de waterbeweging. Hierbij moet men denken aan de amplitudo, de frequentie en de timing van veranderingen in waterstanden.

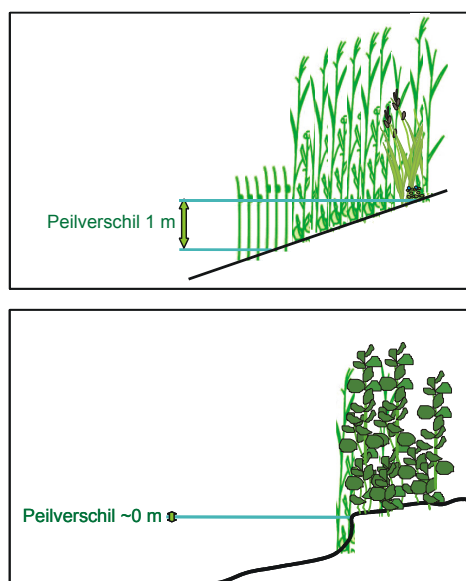
Oevervegetatie

In de huidige situatie hebben we vaak te maken met een vast of een omgekeerd peilbeheer. Beide varianten hebben een negatieve invloed op de ontwikkeling van oevervegetatie. Vermaat (2002) beschreef dat helofyten zoals Riet (dominant rond het Schildmeer), Mattenbies en Lisdodde gebaat zijn bij een dynamischer milieu en een meer natuurlijk peilregime. In een dynamischer milieu zullen perioden van lage waterstanden en droogval in de zomer vaker voorkomen. Dit stimuleert zowel de vegetatieve uitbreiding van deze oeverplanten als de nieuwe ontwikkeling uit zaden (Vermaat 2002). Droogval in de zomer zorgt verder voor extra zuurstof in de bodem waardoor de aerobe afbraak van organisch materiaal door micro-organismen gestimuleerd wordt en de waterbodem minder sterk gereduceerd raakt. Dit verbetert de vitaliteit van de wortels en wortelstokken van Riet (Vermaat 2002).

Door het afwisselend droogvallen in de zomer en onderlopen van gebieden in de winter vindt er bij een (semi-)natuurlijk peilverloop ook minder verruiging plaats (Lenssen *et al.* 1999). Ruigtesoorten als Grote brandnetel en Harig wilgenroosje krijgen dan minder de kans om te gaan domineren en dat komt de ontwikkeling van echte oeverplanten, zoals Watermunt, Wolfspoot, Kattestaart ten goede (Figuur 3).

Hogere waterstanden in de winter (zoals bij een natuurlijk of semi-natuurlijk peilverloop) kunnen ook voor strooiselverwijdering zorgen. Het strooisel wat zich normaliter in de rietkragen verzameld en daar voor groeiremming kan zorgen, kan afgevoerd worden in een situatie met tijdelijk hoog water. Leidt hoog water niet tot strooiselverwijdering dan moet er rekening worden gehouden met een verlaagd zuurstofgehalte in de bodem (door de grotere waterdiepte minder diffusie naar de waterbodem). Hierdoor wordt het organische materiaal anaeroob afgebroken waarbij mogelijk giftige verbindingen ontstaan die de vitaliteit van wortels kunnen verminderen.

Een verandering van het peilbeheer naar een meer natuurlijk regime, met perioden van laagwater in de zomer en hoog water in de winter, biedt daarom goede kansen voor een verbeterde ontwikkeling van oevervegetaties.

**Figuur 3**

Schematische weergave van de invloed van het peilregime op de aard en omvang van de oevervegetatie. In het bovenste plaatje is een goed ontwikkelde oevervegetatie (met echte oeverplanten) op een flauw oplopend talud te zien. Het onderste plaatje representeert de steile oever die ontstaat door een vast peil. Deze situatie komen meer ruigtesoorten voor en staat model voor de huidige situatie van veel Nederlandse ecosystemen.

Waterplanten

In een meer natuurlijke situatie zijn de waterstanden gedurende de zomer lager dan in de huidige situatie. Onder invloed van een laag waterpeil dringt er meer licht door tot de waterbodem. Hierdoor kunnen waterplanten beter kiemen en groeien (Wallsten & Forsgren 1989). Het door de instelling van een onnatuurlijk peil verslechterde lichtklimaat op de bodem van het meer (door de hogere waterstanden) speelt vooral een rol in het voorjaar, wanneer de waterplanten beginnen te groeien. Als ze eenmaal tot ontwikkeling zijn gekomen en richting het wateroppervlak zijn gegroeid, is het lichtklimaat op de bodem minder van belang. Een specifieke analyse van de maximaal te koloniseren waterdiepte voor waterplanten in het Schildmeer is beschreven in Hoofdstuk 7.

Een eenmaal goed ontwikkelde watervegetatie heeft een stabiliserende invloed op de helderheid van het water (Wienk *et al.* 2000; Scheffer 1998). Dit komt vooral doordat waterplanten de resuspensie van bodemdeeltjes verminderen, de sedimentatie van deeltjes stimuleren en de groei van fytoplankton negatief beïnvloeden. Door de ontwikkeling van waterplanten en het daardoor ontstaan van een minder turbulente waterkolom vindt er in het algemeen een verschuiving in de planktonsamenstelling plaats (Noordhuis & Zwarts 2002). Wat fytoplankton betreft worden flagellaten en sieralgen talrijker. Deze algen zijn beter aangepast aan omstandigheden met minder turbulent water.

Binnen de zoöplanktongemeenschap gaan grotere watervlooien overheersen, omdat die in de nieuwe situatie kunnen schuilen tussen de waterplanten, terwijl ze in de oude situatie weinig schuilplekken hadden en door hun grootte een makkelijke prooi voor vissen vormden. Waterplanten bieden dus een variatie aan habitats en schuilplaatsen voor zoöplankton, maar ook voor macrofauna en vis (zie ook paragrafen *Macrofauna* en *Vissen*). De hogere trofische niveaus in het aquatische voedselweb profiteren indirect ook van een peilregime dat de groei van waterplanten stimuleert (Van den Berg & Portielje 2002). Het herstel van een gevarieerde watervegetatie in meren heeft zo via verschillende wegen een positieve invloed op de ecologische kwaliteit van het gehele aquatisch ecosysteem.

Macrofauna

Het peilregime heeft via veranderingen in water- en oevervegetatie invloed op de diversiteit van de fauna (Noordhuis & Zwarts 2002). Onderliggende processen zijn de veranderingen in habitatstructuur, voedselaanbod en waterkwaliteit. Veel macrofauna-soorten houden zich vooral op tussen waterplanten. De soortensamenstelling van de macrofauna is daarbij afhankelijk van de dichtheid, samenstelling en structuur van de vegetatie (Van den Berg *et al.* 1997). Door een achteruitgang van de water- en oevervegetatie verslechtert ook de situatie voor met name diergroepen als haften, kokerjuffers, libellen, waterkevers, waterwantsen en longslakken (Noordhuis & Zwarts 2002).

Verder is de kans op bevriezing en sterfte gedurende de winter, bij een laag winterpeil (bij een omgekeerd peilbeheer), groter dan bij een hoog winterpeil (bij een (semi-) natuurlijk peilverloop). Een natuurlijker peilverloop zal indirect dus leiden tot een verhoging van de diversiteit van de macrofaunagemeenschap.

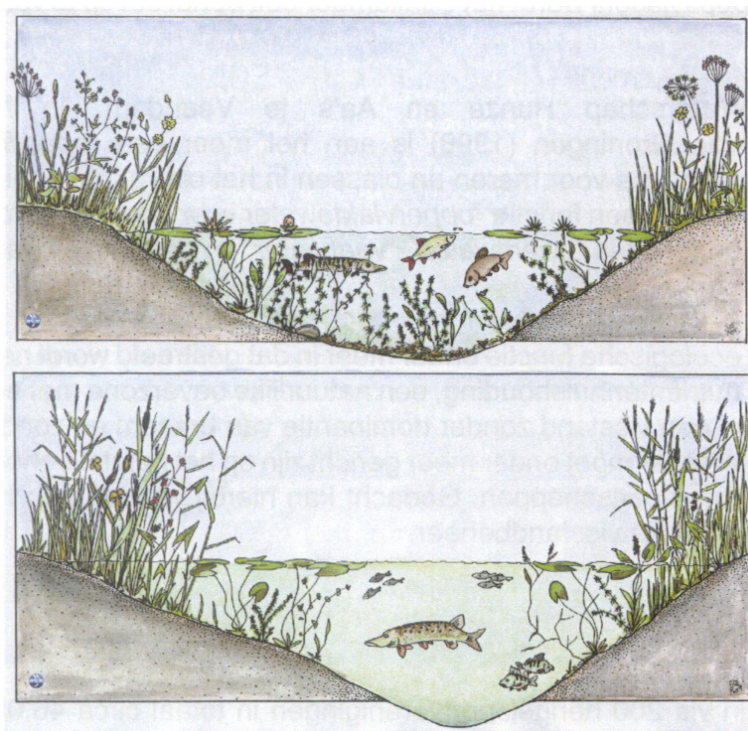
Amfibieën

Voor amfibieën is het van belang dat in de voortplantingsperiode (eind maart - juli) voldoende water aanwezig blijft voor de ontwikkeling van de eieren en larven. In de winter moet eveneens voldoende water aanwezig blijven om bevriezing van in de bodem overwinterende kikkers te voorkomen. De overlevingskans neemt af met afnemende diepte.

Vissen

Moeraszones en oevervegetatie spelen ook een grote rol als paaigebied voor vissen, zoals Snoek en Driedoornige stekelbaars, en als schuilplaats voor jonge vis. Zonder waterplanten bestaat er maar weinig habitat voor waterplantminnende vis, zoals Grote modderkruiper, Kroeskarper, Rietvoorn en Zeelt. Een goede ontwikkeling van de water en oevervegetatie stimuleert een evenwichtige, soortenrijke visstand (Figuur 4). Een achteruitgang van de vegetatie leidt vaak tot verbraseming en dat gaat weer gepaard met vertroebeling van het water. In aanwezigheid van veel vissen die op zoöplankton eten, blijft er minder zoöplankton over, waardoor het fytoplankton minder sterk begraasd worden (meer vis, minder zoöplankton, meer algen, hogere troebelheid). Verder zorgen bodemwoelende vissen voor meer opgewerveld sediment, waardoor het water ook troebeler wordt.

Fluctuerende waterstanden versterken tenslotte ook de interacties tussen dieper en ondieper water en tussen dieper water en overstromingsgebieden. Hier kunnen vissen van profiteren.



Figuur 4 Twee voorbeelden van visgemeenschappen karakteristiek voor ecosystemen met een goed ontwikkelde oever- en watervegetatie: Het Ruisvoorn – Snoektype (boven) en het Snoek – Blankvoortype (Bron: OVB).

Vogels

Het instellen van een vast of omgekeerd peil heeft een negatieve invloed gehad op het voorkomen van moerasvogels, als gevolg van een achteruitgang van ondiepe oeverzones begroeid met brede rietkragen. In het Beschermingsplan Moerasvogels 2000 - 2004 (Den Boer 2000) wordt in het algemeen aangegeven dat het onnatuurlijk peilverloop in de Nederlandse natuurgebieden het belangrijkste knelpunt is dat het voortbestaan van moerasvogels, zoals bijv. Lepelaar, Zwarte stern en verschillende reigerachtigen bedreigt. Voor wat betreft een ander knelpunt, de verslechterde waterkwaliteit, zijn de laatste tien jaar door tal van maatregelen de condities al sterk verbeterd.

Deze slechte waterkwaliteit had vooral gevolgen voor het voedselaanbod (het verdwijnen van grote waterinsecten) en nestgelegenheid. Krabbescheer bijvoorbeeld, ging hierdoor hard achteruit door de verslechterde waterkwaliteit. Het is in meerdere opzichten een belangrijke waterplant. De Zwarte stern is namelijk afhankelijk van deze waterplant om nesten te kunnen maken. De libellensoort, Groene glazenmaker, is ook afhankelijk van Krabbescheer omdat alleen op deze plant de eitjes worden afgezet.

Een uitgebreidere beschrijving van de interactie tussen Krabbescheer, de Groene glazenmaker en de Zwarte stern komt aan bod in Hoofdstuk 6 omdat zich in Woudbloem een van de belangrijkste Nederlandse populaties van Krabbescheer en de Groene glazenmaker Nederland bevinden.

Zoogdieren

Ook zoogdieren kunnen worden beïnvloed door het peilregime. In Nederland komen twaalf zoogdiersoorten voor die min of meer aan water gebonden zijn. Sommigen maken direct gebruik van het open water (bijv. Otter; Noordhuis & Zwarts 2002). Anderen zijn afhankelijk van de moerassige gebieden rondom meren of langs watergangen (bijv. Waterspitsmuis en Noordse woelmuis; Noordhuis & Zwarts 2002). Een meer natuurlijk peilbeheer met grote peilfluctuaties zal zorgen voor bredere oever- en moeraszones, wat een positieve uitwerking heeft op bovenstaande zoogdieren, gebonden aan moerassige gebieden.

2.6.2 Waterdiepte

Een verandering van het waterpeil gaat gepaard met een verandering van de waterdiepte. Dit heeft effect op de waterkwaliteit en op de geschiktheid van het water als habitat voor planten en dieren. In deze paragraaf wordt voor diverse groepen van organismen toegelicht hoe de waterdiepte een rol kan spelen.

Fytoplankton

Met toenemende diepte verschuift, bij gelijkblijvend achtergronddoorzicht, de primaire productie in het watersysteem van het benthische naar het planktonische compartiment. In de concurrentie om nutriënten tussen benthische algen (en waterplanten) en fytoplankton, is de laatste groep steeds meer in het voordeel. De verhouding Chl-a : totaal P in de waterkolom neemt daardoor toe. Vanaf een bepaalde diepte zal deze verhouding weer afnemen, als gevolg van een verslechtering van het gemiddelde lichtklimaat in de waterkolom. Hierdoor is er in meren over het algemeen een negatief verband tussen de algenbiomassa (Chl-a in µg/l) en de gemiddelde diepte z_{gem} (in m):

$$Chl - a = \frac{530}{z_{\text{gem}}} - \frac{41}{S_0}$$

waarin S_0 het achtergronddoorzicht is (in m, CUWVO 1980). Een verslechtering van het gemiddelde lichtklimaat zal kunnen leiden tot een verschuiving in de fytoplanktonsoortensamenstelling, waarbij het aandeel kiezelalgen en (bij voldoende verblijftijd) het aandeel troebelheidstolerante blauwalgen zal toenemen.

Oevervegetatie

Bij het huidige (omgekeerde) peilbeheer is er sprake van een verhoogd zomerpeil (ten opzichte van een natuurlijke situatie). Hierdoor wordt het transport van zuurstof naar de waterbodem bemoeilijkt (zie ook paragraaf 2.6.1). De verminderde zuurstoftoevoer leidt tot een verhoging van de anaërobe afbraak van organische stof, waarbij sulfiden en zuren kunnen vrijkomen. Deze sulfiden en zuren zijn schadelijk voor de wortels en wortelstokken van Riet. De uitbreiding van Riet (via wortelstokken) naar de diepere delen van een meer wordt hierdoor bemoeilijkt. Vermaat (2002) beschreef ook dat de recrutering van een helofyten uit zaad als de gevoeligste fase in de levenscyclus. Hierbij spelen naast boven genoemde factoren (waterdiepte en dus zuurstof, sulfiden en zuren) ook water- en lichtbeschikbaarheid een rol.

Waterplanten

Een verandering van het waterpeil heeft invloed op het areaal dat potentiëel door waterplanten kan worden bedekt. In ondieper water heeft het licht een grotere kans om de waterbodem te bereiken en dat biedt meer mogelijkheden voor de ontwikkeling van waterplanten. Met het huidige vaste of omgekeerde peilverloop hebben we echter te maken met hogere waterstanden gedurende het groeiseizoen in het zomerhalfjaar, waardoor de groei en ontwikkeling van waterplanten wordt bemoeilijkt. Wanneer het lichtklimaat verslechtert, verschuift ook de concurrentiepositie van waterplanten ten opzichte van fytoplankton. Hierbij kan fytoplankton gaan domineren, waardoor het lichtklimaat nog verder verslechtert.

Macrofauna

Het effect van de waterdiepte op de macrofaunagemeenschap is niet eenduidig weer te geven. Sommige soorten zullen beter gedijen in ondiep water terwijl andere soorten een voorkeur hebben voor dieper water (Noordhuis & Zwarts 2002).

Driehoeksmosselen hebben bijvoorbeeld een voorkeur voor wat dieper water (> 1.5 m) en gedijen minder goed in ondiep water. In dieper water zijn de temperatuurschommelingen minder groot en dat komt de voortplantingscapaciteit van driehoeksmosselen ten goede (Noordhuis & Zwart 2002). In het Schildmeer bestaat de macrofauna voor een groot deel (40%) uit driehoeksmosselen en vormen deze mosselen dus een belangrijk onderdeel in het Schildmeer. Ze oefenen een grote graasdruk op het fytoplankton uit, waardoor Chl-a-gehalten laag blijven.

Het effect van de waterdiepte op de dichtheid en samenstelling van macrofaunagemeenschappen komt tot stand via verschillende factoren, zoals afstand tot de oever, sedimenttype, predatiedruk, lichtklimaat en watertemperatuur(schommelingen). De grootste soortenrijkdom van de macrofauna lijkt in Nederland voor te komen bij matige waterdiepten.

Vogels

In het Schildmeer dienen driehoeksmossels vaak als voedsel voor duikeenden, zoals met name de Kuifeend. In relatief diepe wateren kost het deze vogels meer energie om mosselen op te vissen dan in relatief ondiepe wateren (De Leeuw 1997). In het Schildmeer speelt dit waarschijnlijk geen rol; het meer is ondiep, er is een hoge dichtheid aan mosselen en de diepteverschillen door het peilbeheer zijn hiervoor zeer beperkt (maximaal 20 cm).

Amfibieën

Een toename van het aantal natte zones met een relatief lage dynamiek zal een gunstige invloed hebben op de overleving van amfibieën. Voor een goede overwintering van deze organismen is een minimale waterdiepte van 50 cm gewenst (Krekels & Heijkers 2003). Een hoger winterpeil (bij een natuurlijker peilverloop) zal meer mogelijkheden voor overleving van amfibieën bieden.

Vissen

Voor een goede ontwikkeling van het visbestand is vooral de ontwikkeling van oevervegetatie van belang. De waterdiepte op zich speelt een ondergeschikte, of in ieder geval geen directe rol, al moet die net als voor amfibieën wel minimaal 50 cm zijn om problemen in periodes met vorst te voorkomen.

Zoogdieren

Net als voor vissen speelt de absolute waterdiepte in vergelijking met het peilregime een ondergeschikte rol. Zoogdieren hebben vooral baat bij een geleidelijke land-water-overgang en een dynamischer/natuurlijker peilverloop. De Noordse woelmuis bijvoorbeeld, is een soort die zich vooral ophoudt in natte of periodiek overstroomde gebieden. Bij uitbreiding van deze gebieden nemen de overlevingskansen van deze Rode lijst-soort dus toe.

2.6.3 Waterkwaliteit

De indirecte effecten van peilbeheer op de waterkwaliteit verlopen via: (a) de kwaliteit van het aangevoerde water, (b) veranderingen in de waterdiepte en (c) veranderingen in de watervoering. Deze drie processen zullen in deze paragraaf nader toegelicht worden.

Kwaliteit van het aangevoerde water

Door het huidige peilbeheer is het inlaten van gebiedsvreemd water in de zomermaanden (ter voorkoming van verdroging) vaak onvermijdelijk. Gebiedsvreemd water heeft meestal een andere chemische samenstelling dan gebiedseigen water. Metingen in het Afwateringskanaal van Duurswold lieten zien dat de huidige samenstelling van het water qua chloridegehalte steeds meer lijkt op dat van het water in de Rijn (Berg *et al.* 2004; zie ook paragraaf 4.2). Als het gebiedsvreemde water meer chloride bevat kan aanvoer van dit water in plaats van gebiedseigen water mogelijk leiden tot interne eutrofiëring. Hetzelfde geldt voor de aanvoer van fosfaatrijk water van buiten de boezem (paragraaf 4.3).

Waterdiepte

Het effect van de waterdiepte op de waterkwaliteit kan lopen via verdunning bij een verhoging van het waterpeil. Een verhoging van het waterpeil kan echter ook leiden tot een verslechtering van de zuurstofhuishouding in de waterkolom en -bodem (Nijboer 2004). De laatste manier waarop waterdiepte de waterkwaliteit beïnvloedt is via de ontwikkeling van vegetatie. Voor een gedetailleerde beschrijving daarvan wordt verwezen naar de paragrafen 2.6.1 en 2.6.2.

Verandering watervoering

De relatie(s) tussen peilfluctuaties en nutriënten zijn moeilijk eenduidig weer te geven. Wel is bekend dat interne factoren als aerobie en anaerobie, sedimentatie en erosie een rol spelen (Wienk *et al.* 2000).

Veranderingen in het zuurstofgehalte hebben bijvoorbeeld gevolgen voor redoxprocessen die vooral in de waterbodem een centrale rol spelen binnen alle nutriëntenkringlopen. Overstroomde waterbodems worden vaak anoxisch en dit kan leiden gereduceerde condities in de waterbodem wat de vegetatie niet ten goede komt (zie ook paragraaf 2.6.1). Onder anaerobe condities wordt fosfaat in de bodem mobiel en treedt denitrificatie op. Hierdoor neemt het fosfaatgehalte in het water toe en het stikstofgehalte af. Als gevolg hiervan verschuift de N/P verhouding, wat onder andere effect kan hebben op de samenstelling van het fytoplankton.

Als peilfluctuaties leiden tot minder oevererosie dan komen er minder (an)organische deeltjes in de waterkolom terecht. Omdat deze deeltjes de eigenschap hebben om nutriënten te adsorberen komt hiermee ook een hoeveelheid nutriënten in de waterkolom terecht. De waterkwaliteit gaat vervolgens niet alleen achteruit door vertroebeling door deeltjes, maar ook door een toename van het nutriëntengehalte.

2.7 Slagen van herstel door verandering van peilbeheer

In de voorgaande paragrafen hebben we uiteengezet wat de mogelijke ecologische effecten van een veranderd peilbeheer op aquatische ecosystemen zijn. Hierbij zagen we dat een (semi-)natuurlijk peilverloop de meeste kansen biedt op een verbetering van de ecologische kwaliteit van watersystemen. Veranderingen in het peilbeheer kunnen echter tegenstrijdige effecten veroorzaken. Een verhoging van het winterpeil is bijvoorbeeld gunstig voor mosselen en vissen, maar ongunstig voor watervogels die bijvoorbeeld mosselen eten. Op een soortgelijke manier heeft een verlaagd zomerpeil een gunstige invloed op waterplanten maar een negatieve invloed op mosselen. Het effect en succes van een veranderd peilbeheer is in de praktijk dus complex en afhankelijk van verschillende factoren die elkaar kunnen versterken of juist tegenwerken.

Naast het peil op zich zijn ook de morfologie van het watersysteem en het *peilregime* van groot belang voor het succes van een peilverandering. Kleine ondiepe meren en plassen met relatief vlakke oevers zijn bijvoorbeeld de meest succesvolle kandidaten voor herstel via aanpassing van het peilbeheer (Van den Berg & Portielje 2002). In (grote) diepe meren hebben peilveranderingen nauwelijks invloed op de ontwikkelingskansen van waterplanten, met uitzondering van een smalle zone langs de oever. Het effect op oeverplanten blijft natuurlijk wel bestaan.

Tot slot is het van belang te weten dat aanpassingen in het peilbeheer voor ecologisch herstel het meest succesvol verlopen in ecosytemen met een intermediaire nutriëntenbelasting (Van den Berg & Portielje 2002). Eenmaal aanwezig hebben waterplanten zelf ook weer een positief effect op de helderheid van het water, via de opnamen van nutriënten, stabilisatie van de waterkolom, uitscheiding van allelopathische verbindingen, beschaduwning, functie als habitat voor andere organismen etc. (Scheffer 1998; Van Donk & Van de Bund 2002).

3 Gebiedsbeschrijving

3.1 Het boezemgebied Duurswold

Het boezemgebied Duurswold bestaat uit het Slochterdiep, het Schildmeer en het Afwateringskanaal van Duurswold, met omliggende gronden (Foto 1). Het Schildmeer speelt hierin een centrale rol vanwege de toegekende functies op het gebied van natuur en recreatie (paragraaf 3.5).



Foto 1

Luchtfoto van het Schildmeer en een deel van het Afwateringskanaal van Duurswold. Op deze foto is goed te zien dat het water in het zuidwestelijk deel van het meer een bruine kleur heeft. Dit is mogelijk het gevolg van de aanwezigheid van relatief hoge concentraties aan zwevend stof en/of humuszuren. Het doorzicht ten zuidwesten van het Schildmeer is hierdoor relatief laag. Naar het oosten van het meer, neemt het doorzicht weer toe (zie ook paragraaf 4.4).
(Bron: Google Earth)

3.2 Het Schildmeer

Het Schildmeer is een deels natuurlijk, ondiep en matig eutroof meer met een slecht ontwikkelde water- en oevervegetatie. De oppervlakte bedraagt 284 ha en de gemiddelde diepte is 1.8 m bij een peil van 1.0 m -NAP. In de zuidoosthoek liggen twee, oorspronkelijk ca. 8 m diepe, door zandwinning ontstane putten, die momenteel nog slechts een diepte van ca. 4 m hebben door de invang van slib. De bodem van het meer bestaat voor het overgrote deel uit een mengsel van klei en veen vermengd met schelpresten (Klinge & Grimm 1995). In het westen van het meer overheerst klei, terwijl de bodem aan de noordzijde van het meer voornamelijk uit veen bestaat. Het gaat hier om maagdelijk veen dat geen enkel spoor van afbraak vertoont. Hier en daar is zand, vermengd met zwarte modder aanwezig.

Vroeger kwamen er in het centrale deel van het meer veel ondergedoken waterplanten voor (Klinge & Grimm 1996), maar in de afgelopen 20 jaar hebben deze zich nog slechts in sommige jaren, of alleen zeer lokaal kunnen ontwikkelen. De oorzaak hiervan is niet duidelijk. Het meer wordt verder gekenmerkt door een (voor Nederlandse begrippen) grote mate van helderheid in de zomer, omdat de algenbiomassa in deze periode laag is. Het visbestand in het meer is éénzijdig en wordt gedomineerd door Brasem.

3.3 Afwateringskanaal Duurswold

Het Afwateringskanaal van Duurswold werd aangelegd in 1872. Het kanaal voert water af uit de veenpolders ten noorden van Harkstede, Kolham en Slochteren. Tot 2008 wordt er ook gedefosfateerd effluent van de rwzi Slochteren via dit kanaal afgevoerd. Het Afwateringskanaal Duurswold kan op de meeste locaties getypeerd worden als een (zeer) electrolytisch, (zeer) voedselrijk en weinig tot matig verontreinigd kanaal (Tabel 5).

Tabel 3 Typering van de meetpunten op basis van enkele chemische parameters (Berg *et al.* 2004)

Meetpunt	pH	Geleid- baarheid	Alkaliniteit	Chloride	Total fosfaat	Chlorofyl	Ammonium
MH	Neutraal-alkalisch	Zeer electrolytisch	Sterk gebufferd	Zoet (zwak brak)	Hypertroof	Eutroof	α -meso-saproob
DP	Neutraal-alkalisch	Electrolytisch	Sterk gebufferd	Zoet	Hypertroof	Polytroof	α -meso-saproob
GW	Neutraal-alkalisch	Zeer electrolytisch	Sterk gebufferd	Zwak brak	Eutroof	Eutroof	β -meso-saproob

MH = MEEDHUIZEN, DP = DE PAAUWEN, GW = GEEFSWEER.

3.4 Hydrologie

Op de boezem van Duurswold watert een groot landbouwgebied af. Inlaat van water vindt hoofdzakelijk plaats vanuit het Winschoterdiep, maar in droge perioden wordt ook water aangevoerd vanuit het Eemskanaal (via het Slochterdiep). Het zomerpeil in de boezem wordt tegenwoordig gehandhaafd op 1.05 tot 1.00 m -NAP en het winterpeil op 1.12 m -NAP. Omdat het water geloosd wordt via een gemaal zijn de peilfluctuaties in het Schildmeer relatief klein. De jaarlijkse peilfluctuatie bedraagt momenteel ongeveer 10 tot 15 cm (pers. med. A. Bartelds, WHA). Met het huidige peilregime is de waterdiepte van de Scharmer Ae plaatselijk kleiner dan gewenst (zie tabel 9 hoofdstuk 8) en haalt het Slochterdiep lokaal maar net de gewenste diepte van 1.2 m.

Het Schildmeer bevindt zich in een relatief laag gelegen gebied beneden NAP waardoor kwel een rol speelt. In het meer zelf speelt kwel waarschijnlijk geen rol, maar naar schatting bedraagt de kwelstroom in de rest van het gebied 1-2 mm/dag. Daarbij zijn er twee soorten kwel te onderscheiden (Klinge & Grimm 1996):

1. *Regionale kwel* afkomstig van het Drents plateau. Dit treedt aan het oppervlak in enkele polders rond Woudbloem. Het kwelwater wordt op de boezem uitgeslagen en stroomt via de Ae's en het Afwateringskanaal van Duurswold naar het Schildmeer.
2. *Locale kwel*, afkomstig van de boezem of van hoger gelegen polders ten noorden van het Schildmeer. Deze kwel wordt vanuit de polders via gemalen op de boezem uitgeslagen.

Verder speelt de bodemdaling ten gevolge van de aardgaswinning een belangrijke rol in het boezemgebied Duurswold. Deze bodemdaling is een belangrijke reden voor een periodieke aanpassing van het peilbeheer. Tot 1993 bedroeg de bodemdaling in Midden-Groningen gemiddeld 18 cm. De verwachting is dat het gebied in het jaar 2010 met gemiddeld 24 cm gedaald zal zijn (Hidding *et al.* 1999).

3.5 Toegekende functies

In het Provinciaal Omgevingsplan van 2000 zijn reeds verschillende functies aan het Schildmeer toegekend, te weten de functies bergingswater, vaarwater, viswater, zwemwater en natuur (Provincie Groningen 2000). Het meer is onderdeel van de Ecologische Hoofdstructuur en maakt deel uit van het herinrichtingsgebied Midden-Groningen. In dit gebied wordt ruimte gemaakt voor water- en oevergebonden natuur. In 2001 is er in het gebied ten noorden van het Schildmeer (Tetjehorn) natuurontwikkeling uitgevoerd. In vergelijking met het Schildmeer heeft het Afwateringskanaal van Duurswold vooral de functie vaarwater.

4 Ecologische kwaliteit van boezemsysteem Duurswold

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt zowel de huidige als de historische ontwikkeling van de ecologische kwaliteit van het Schildmeer en het kanalensysteem beschreven. Informatie over het Schildmeer ontleend aan het rapport “Zicht in meren” (Bijkerk & Berg 2005). Een deel van de informatie gebruikt voor het beschrijven van de ecologische kwaliteit van het kanalenstelsel is afkomstig uit het rapport van Berg *et al.* (2004). Dit rapport beschrijft onder meer het ecologisch onderzoek van een aantal meetpunten langs het Afwateringskanaal van Duurswold. Recente fysisch-chemische gegevens van het Schildmeer en het Afwateringskanaal zijn aangeleverd door het WHA.

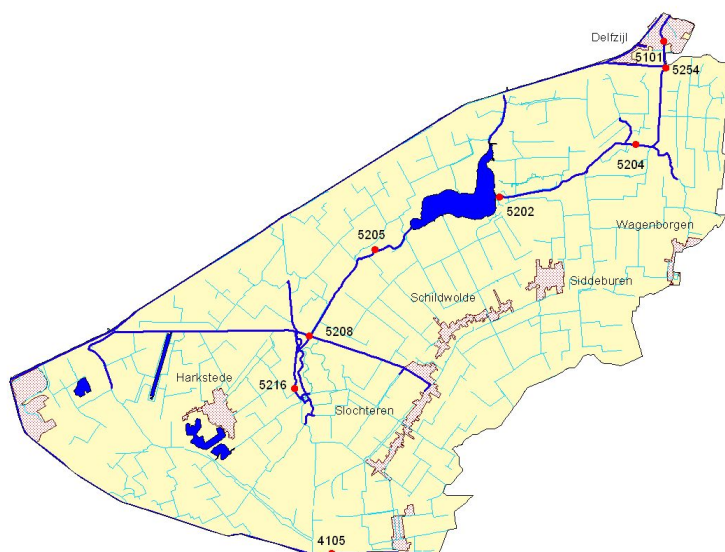
Voor de analyse van fysisch-chemische en biologische gegevens is gebruik gemaakt van informatie verzameld op de volgende meetlocaties (Figuur 5):

WOODBLOEM (WB, 5216);
DE PAAUWEN (DP, 5205);
SCHILDMEER (SM, 5202);
MEEDHUIZEN (MH, 5204);
GEEFSWEER (GW, 5254)
FARMSUM (FS, 5101).

Daarnaast zijn twee meetpunten toegevoegd om te bepalen wat de kwaliteit van het potentiële inlaatwater is:

SLOCHTERDIEP (SD, 5208);
WINSCHOTERDIEP (WD, 4105).

Van de kanalen was echter niet altijd een evengrote dataset (fysisch-chemisch) beschikbaar. Het meetpunt bij GEEFSWEER is bijvoorbeeld alleen bemonsterd in 2003, terwijl WOODBLOEM en de overige meetpunten al vanaf, respectievelijk, 1986 en 1978 worden bemonsterd. De biologische toestand van een aantal meetpunten in het boezemgebied is reeds beschreven door Berg *et al.* (2004). De bemonsteringen daarvoor hebben plaatsgevonden in 2003. Voor de eerder genoemde fysisch-chemische gegevens zijn langere datasets bekend. Omdat voor 2003 ook biologische informatie beschikbaar was, is dit jaar gekozen voor verdere analyses en de onderlinge vergelijking van de meetpunten in het Afwateringskanaal. Het jaar 1995 was in meerdere opzichten een bijzonder jaar. Zo was het vooral in juli en augustus uitzonderlijk warm en droog (KNMI). Dit jaar is niet meegenomen in de (meeste) analyses om te voorkomen dat de analyses (met name regressie-analyses) grotendeels door dit jaar beïnvloed worden. Voor een onderlinge vergelijking van het Schildmeer en het Afwateringskanaal is dus uitgegaan van het jaar 2003, maar de analyse van mogelijke trends in het Schildmeer of het kanalensysteem is uitgevoerd aan zo groot mogelijke datasets. Statistische analyses (regressie en correlatie) zijn uitgevoerd in SPSS 14.0 met $\alpha = 0.05$ als criterium voor significantie.



Figuur 5 Ligging van de meetpunten in het boezemgebied van Duurswold. WOUDBLOEM 5216 (WB), DE PAAUWEN 5205 (DP), SCHILDMEER 5202 (SM), MEEDHUIZEN 5204 (MH), GEEFSWEER 5254 (GW), FARMSUM 5101 (FS), SLOCHTERDIEP 5208 (SD) en WINSCHOTERDIEP 4105 (WD). (Bron: Waterschap Hunze en Aa's).

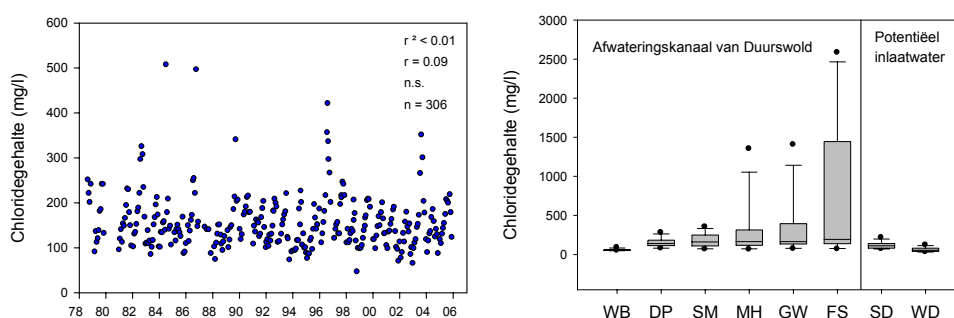
In de volgende paragrafen komen onder andere processen zoals verzilting, vermisting en vertroebeling en de biotische onderdelen van het aquatisch voedselweb aan bod. In deze paragrafen worden de historische ontwikkelingen en de huidige ecologische kwaliteit van zowel het Schildmeer als het kanalsysteem besproken (paragrafen 4.2 – 4.10). De laatste twee paragrafen hebben alleen betrekking op het kanalsysteem van Duurswold (paragrafen 4.11 en 4.12).

4.2 Verzilting

Het gehalte aan chloride in het Schildmeer is sinds 1978 nauwelijks veranderd (Figuur 6). Wel hebben er forse jaarlijkse fluctuaties plaatsgevonden, waardoor er waarden variërend van 80 tot vaak zelfs 200 mg Cl/l (= MTR-norm NW4) voorkomen. Gedurende de zomerperiode neemt het chloridegehalte toe, als gevolg van (1) verdamping van het oppervlaktewater in de zomermaanden, (2) inlaat van water uit het Winschoterdiep / Eemskanaal, of mogelijk (3) nalevering vanuit het sediment.

Ook in het Afwateringskanaal is het chloridegehalte gedurende de periode 1978 - 2005 weinig veranderd. Wel bestaat er een gradiënt over het boezemgebied, waarbij we relatief lage chloridegehalten in het westen vinden, terwijl de chloridegehalten oplopen naarmate we dichterbij Delfzijl komen (Figuur 6). Deze verschillen worden veroorzaakt door de grotere invloed van de zee in het oosten van het boezemgebied. Ook vinden we over het algemeen in de periode juni - oktober een toename en later weer een afname van het

chloridegehalte als gevolg van, respectievelijk verdamping (= concentratie) en inlaat van water (= verdunning). Eenzelfde patroon was reeds te zien in het Schildmeer. Deze seizoensvariatie is het duidelijkst aanwezig in het oosten van het boezemgebied op de meetpunten tussen het Schildmeer en Delfzijl (MH, GW en FS), wat waarschijnlijk weer samenhangt met de afstand van de meetpunten ten opzichte van de zee. Op verschillende locatie langs het Afwateringskanaal van Duurswold wordt de MTR-norm voor chloride (200 mg/l) nog overschreden (Figuur 6).



Figuur 6 Chloridegehalte in het Schildmeer (STEENDAM 5202) in de periode 1978 - 2006 (links) boxplot-representatie van het chloridegehalte in het Afwateringskanaal van Duurswold in 2003 (rechts, gradiënt van west, WB, naar oost, FS) en in twee kanalen die potentieel gebruikt kunnen worden voor toevoer-/inlaatwater (zie paragrafen 3.4 en 4.1). WB = WOUDBLOEM 5216, DP = DE PAAUWEN 5205, SM = SCHILDEMEER 5202, MH = MEEDHUIZEN 5204, GW = GEEFSWEER 5254, FS = FARMSUM 5101, SD = SLOCHTERDIEP 5208, WD = WINSCHOTERDIEP 4105. Schaal op de y-as wijkt onderling af.

4.3 Vermesting

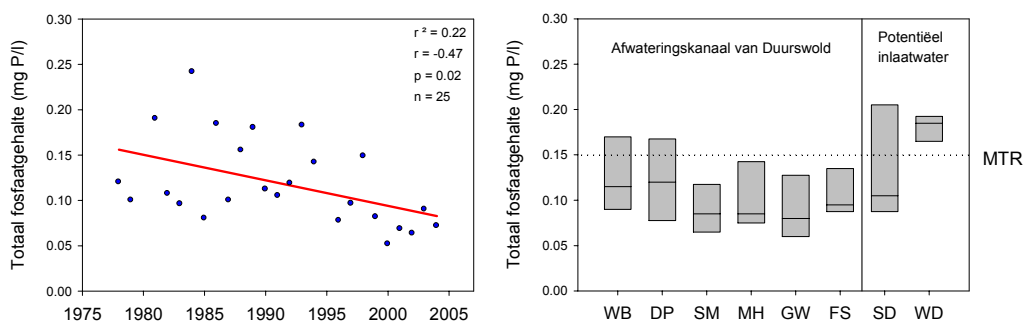
Totaal fosfaat

Over de totale periode 1978 - 2006 heeft er in het Schildmeer enkel een significante daling van totaalgehalten aan fosfaat plaatsgevonden (Figuur 7). Mogelijke oorzaken voor deze daling zijn het sluiten van de aardappelmeelfabriek in Woudsbloem, en aanpassingen op de rioolwaterzuiveringsinstallatie te Slochteren. Sinds 1994 ligt het zomergemiddelde totaal fosfaatgehalte onder de 0.15 mg P/l (= MTR-norm, NW4) en in het jaar 2000 werd zelfs de landelijke streefwaarde (NW4) van 0.05 mg P/l gehaald (Figuur 7).

Een analyse van de individuele meetpunten in het Afwateringskanaal van Duurswold over de periode 1978 - 2006 (indien data beschikbaar) liet zien dat het fosfaatgehalte onveranderd is gebleven, behalve op de locaties WB en FS en in het WINSCHOTERDIEP, waar het gemiddelde totaal fosfaatgehalte in de tijd significant is gedaald. Verder vinden er zowel in het Schildmeer als in het kanalsysteem het laatste decennium minder grote fluctuaties in het totaal fosfaatgehalte plaats.

Uit een seizoensanalyse van het Afwateringskanaal en het Schildmeer bleek dat de fosfaatgehalten in het Schildmeer en het kanalsysteem meestal het hoogst zijn in de winter en dat ze gedurende het groeiseizoen afnemen als gevolg van fytoplankton- en/of plantengroei. In het najaar stijgen de concentraties weer als gevolg van het afsterven van algen en/of planten. De gehalten bij WB en DP zijn over het algemeen wat hoger, en overschrijden daar soms de MTR-norm (0.15 mg P/l, NW4), maar dalen in het Schildmeer om richting MH, GW en FS weer toe te nemen. Deze daling van het totaal fosfaatgehalte in het Schildmeer wordt veroorzaakt door driehoeksmosselen. De mosselen grazen op het fytoplankton en met de graas op het fytoplankton wordt fosfaat (dat in de algen zit) opgenomen en later als pseudo-faeces uitgescheiden, waardoor het fosfaat vanuit de waterkolom naar het sediment verdwijnt.

In vergelijking met de meetpunten langs het Afwateringskanaal liggen de totaal fosfaatgehalten in het SLOCHTERDIEP maar vooral in het WINSCHOTERDIEP een stuk hoger (Figuur 8). Alleen al in het SLOCHTERDIEP werden in de zomermaanden juni - september soms totaal fosfaatgehalten gemeten die twee maal zo hoog waren als de concentratie waargenomen in het Afwateringskanaal (0.1 mg P/l). Inlaat van dit fosfaatrijke water gedurende deze maanden kan zo negatieve gevolgen hebben voor de ecologie en waterkwaliteit van het boezemgebied Duurswold.

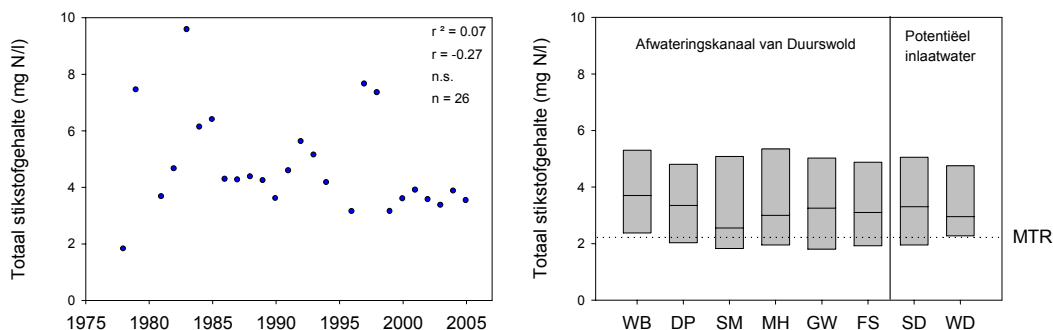


Figuur 7 Ontwikkeling van zomergemiddelde gehalten aan totaal fosfaat in het Schildmeer (meetpunt STEENDAM 5202) in de periode 1978 - 2006 (links) en een boxplotrepresentatie van zomergemiddelden van het totaal fosfaatgehalte in het Afwateringskanaal van Duurswold in 2003 (rechts). Statistische gegevens bij linker figuur: r^2 = coëfficiënt of determinatie (regressie-analyse); r = Pearson correlatiecoëfficiënt; p = significantie; n.s. = niet significant, n = aantal waarnemingen. Info bij rechter figuur: WB = WOUDBLOEM 5216, DP = DE PAAUWEN 5205, SM = SCHILDMEER 5202, MH = MEEDHUIZEN 5204, GW = GEEFSWEER 5254, FS = FARMSUM 5101, SD = SLOCHTERDIEP 5208, WD = WINSCHOTERDIEP 4105. Er kon geen volledige boxplotrepresentatie worden gemaakt omdat er niet meer dan 6 waarnemingen per meetpunt waren (restrictie SigmaPlot). De stippellijn representeert de MTR-norm (NW4): 0.15 mg P/l.

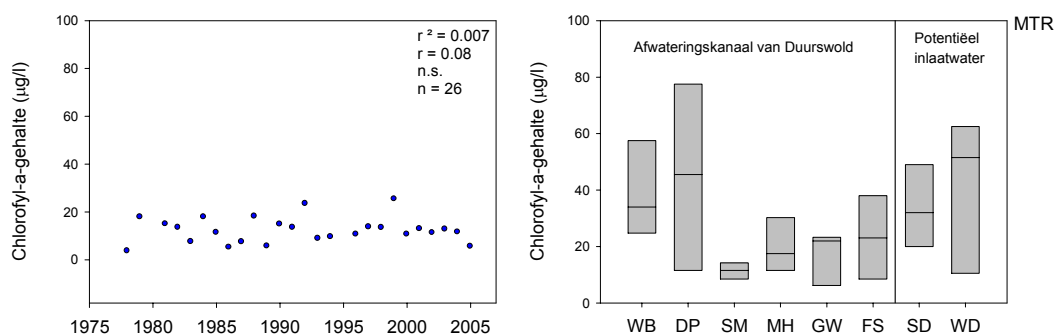
Totaal stikstof

Hoewel het totaal fosfaatgehalte in het Schildmeer wel afnam, is er geen zichtbare daling van het totaal stikstofgehalte waargenomen (Figuur 8). In de laatste vijf jaar vinden er echter wel minder grote fluctuaties in het totaal stikstofgehalte plaats. Hierbij schommelt het zomergemiddelde zo rond de 3.6 mg N/l en vindt er een overschrijding van zowel de landelijke streefwaarde (1 mg N/l, NW4) als de MTR-norm (2.2 mg N/l, NW4) plaats.

In het Afwateringskanaal is er gedurende de periode 1994 - 2005 alleen een significante daling van het totaal stikstofgehalte aan te tonen voor WB en FS. Bij de andere meetpunten bleef het gehalte nagenoeg onveranderd. Net als voor de totaal fosfaatgehalten vinden er voor totaal stikstof tegenwoordig ook minder grote fluctuaties plaats (Figuur 8). De analyse van de meetpunten in 2003 liet zien dat er, in tegenstelling tot de totaal fosfaatgehalten, voor totaal stikstof geen gradiënt over het gebied bestaat (Figuur 8). Het gemiddelde totaal stikstofgehalte in 2003 in het Afwateringskanaal varieerde van 4.6 tot 5.3 mg N/l (= overschrijding van de MTR-norm: 2.2 mg N/l). De gehalten aan totaal stikstof bij SD en WD vielen in deze range. Over een geheel jaar vinden we de hoogste totaal stikstofgehalten in de winter en de laatste in de zomer. Dit geldt zowel voor het Schildmeer als voor het Afwateringskanaal van Duurswold en dit is een gevolg van de groei en ontwikkeling van fytoplankton en vegetatie gedurende het voorjaar en de zomer. In het najaar sterven algen en planten af en komen de nutriënten (weer) vrij in de waterkolom.



Figuur 8 Ontwikkeling van zomergemiddelde gehalten aan totaal stikstof in het Schildmeer (meetpunt STEENDAM 5202) in de periode 1978 - 2006 (links) en een boxplotrepresentatie van zomergemiddelden van het totaal stikstofgehalte in het Afwateringskanaal van Duurswold in 2003 (rechts). Voor details zie bijschrift Figuur 7. MTR-norm (NW4): 2.2 mg N/l.



Figuur 9 Ontwikkeling van zomergemiddelde gehalten aan chlorofyl-a in het Schildmeer (meetpunt STEENDAM 5202) in de periode 1978 - 2006 (links) en een boxplotrepresentatie van zomergemiddelden van het chlorofyl-a-gehalte in het Afwateringskanaal van Duurswold in 2003 (rechts). Voor details zie bijschrift Figuur 7. MTR-norm (NW4): 100 µg/l.

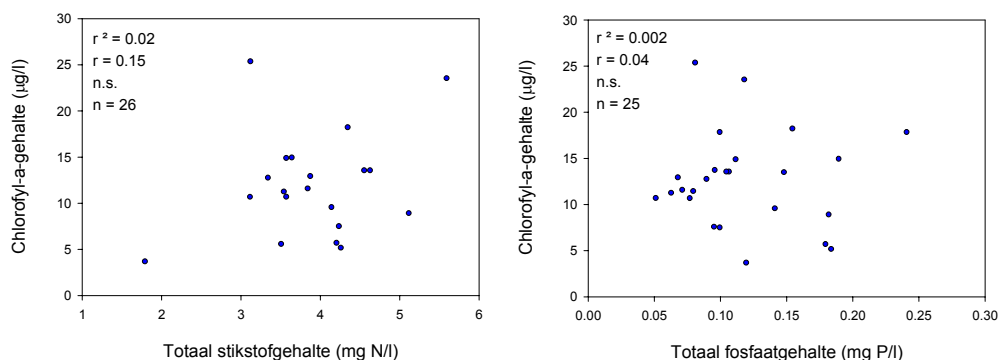
Chlorofyl-a

Het chlorofylgehalte in het Schildmeer is over het algemeen zeer laag met een gemiddelde van 13 µg/l (Figuur 9). Er kan geen dalende trend worden aangetoond zoals voor het gehalte totaal-fosfaat. De opbrengst aan chlorofyl-a per eenheid fosfor of stikstof is laag in vergelijking tot gebruikelijke waarden in Nederlandse meren (Figuur 10; zie Van der Molen & Portielje 1997). Wel is de opbrengst aan chlorofyl per eenheid fosfor (verhouding Chl-a : P) significant toegenomen in de afgelopen 25 jaar (Figuur 11).

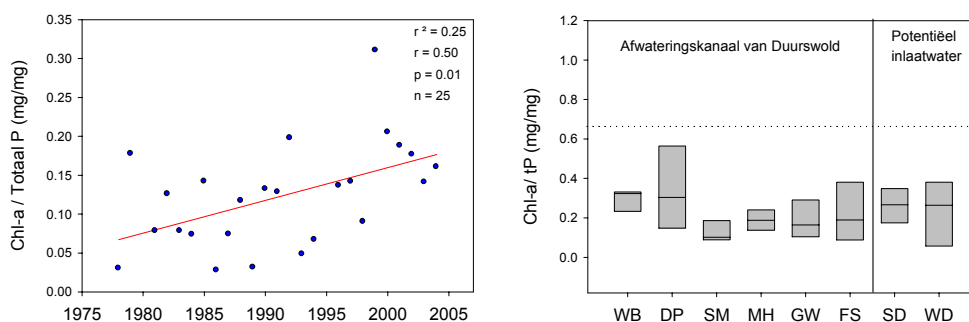
In het Afwateringskanaal van Duurswold is er over de verschillende meetjaren (1978 - 2006) geen duidelijke trend in het chlorofyl-a-gehalte te zien. De chlorofyl-a-gehalten blijven nagenoeg gelijk (gemiddeld 20 µg/l). Net als voor totaal-fosfaat was er in 2003 voor het chlorofyl-a-gehalte een daling te zien vanuit de westelijke meetpunten naar het Schildmeer toe (WB, DP), gevolgd door een toename van het Schildmeer in oostelijke richting (MH, GW, FS). Een mogelijke verklaring voor de afname in het Schildmeer is de aanwezigheid driehoeksmosselen. Door graas van driehoeksmosselen op fytoplankton nemen de gehalten van chlorofyl-a en totaal-fosfaat in de waterkolom af (zie ook paragraaf 4.3). Vooral in het WINSCHOTERDIEP vonden we in vergelijking met de andere meetpunten in het Afwateringskanaal soms relatief hoge chlorofyl-a-gehalten (42 µg/l versus 11 µg/l in het Schildmeer). De gehalten in het Slochterdiep lagen hier tussenin.

De toename van de Chl-a : P-verhouding in het Schildmeer is opmerkelijk. De oorzaak kan een verhoogde beschikbaarheid zijn van fosfaat (door een geringere ijzerrijke kwel) of een verandering van de soortensamenstelling van het fytoplankton (een verschuiving naar soorten met hogere Chl-a : P-verhoudingen). Een andere verklaring is een verbeterde groei als gevolg van een gunstiger lichtklimaat. De toename van het doorzicht (Figuur 12) bij een gelijkblijvend chlorofyl-a-gehalte kan namelijk alleen worden verklaard uit een verbetering van het achtergronddoorzicht, want het feitelijke doorzicht bepaald door het achtergronddoorzicht en de hoeveelheid aanwezige algen.

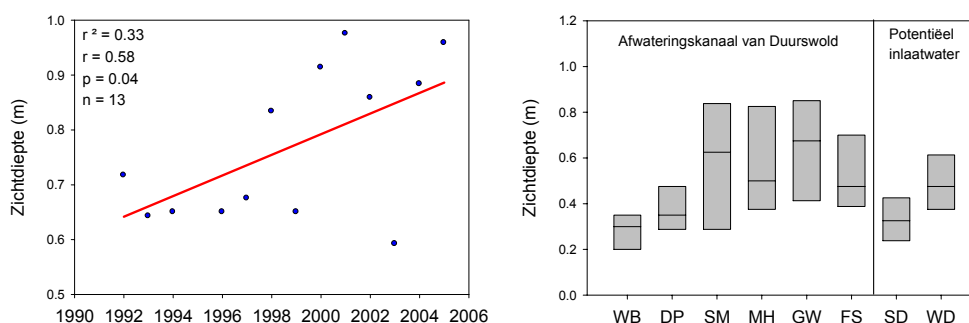
In het Afwateringskanaal van Duurswold was de ratio Chl-a / P in 2003 hoger dan in het Schildmeer (Figuur 11). Dit is opmerkelijk omdat de groei van fytoplankton in kanalen doorgaans gelimiteerd wordt door licht, wat resulteert in een lage Chl-a:P-verhouding.



Figuur 10 Relaties tussen zomergemiddelde gehalten aan chlorofyl-a en de zomergemiddelde gehalten aan totaal stikstof (links) en totaal fosfaat (rechts) in het Schildmeer (meetpunt STEENDAM 5202) in de periode 1978 - 2006 (links).



Figuur 11 Zomergemiddelde Chl-a / Totaal P verhouding in het Schildmeer (STEENDAM 5202) in de periode 1992 - 2006 (links) en een boxplotrepresentatie (rechts) van de zomergemiddelde Chl-a / totaal P verhouding in het Afwateringskanaal en in het SLOCHTER- en WINSCHOTERDIEP in 2003. Voor details zie bijschrift Figuur 7. MTR-norm (NW4): 0.67 mg/mg (berekend uit individuele MTR-normen voor chlorofyl-a, 100 µg/l en totaal fosfaat, 0.15 mg P/l).



Figuur 12 Zomergemiddelde zichtdiepte in het Schildmeer (STEENDAM 5202) in de periode 1992 - 2006 (links) en boxplotrepresentatie (rechts) van de zichtdiepte in het Schildmeer, het Afwateringskanaal en in het SLOCHTER- en WINSCHOTERDIEP in 2003. WB = WOUDBLOEM 5216, DP = DE PAAUWEN 5205, SM = SCHILDMEEER 5202, MH = MEEDHUIZEN 5204, GW = GEEFSWEER 5254, FS = FARMSUM 5101, SD = SLOCHTERDIEP 5208, WD = WINSCHOTERDIEP 4105. Er kon geen volledige boxplot-representatie worden gemaakt omdat er niet meer dan 6 waarnemingen per meetpunt waren (restrictie SigmaPlot). Voor het uitvoeren van de regressie-analyse voor de linker figuur is het jaar 1995 verwijderd (zie paragraaf 4.1)

4.4 Vertroebeling

Sinds 1992 wordt op de meetpunten in het boezemgebied ook het doorzicht bepaald (Figuur 12). De waarden hiervan schommelen in het Schildmeer in de zomerperiode tussen de 0.6 en 1.0 m, met uitzondering van het jaar 1995 (0.35 m doorzicht, zie ook paragraaf 4.1). De zichtdiepte in het Schildmeer is de afgelopen jaren significant toegenomen van een zomergemiddelde van 0.6 m naar bijna 1.0 m (Figuur 12). De hoogste doorzichten treden op in de zomermaanden (april - oktober). Sinds 2003 wordt de zichtdiepte in de zomer ook midden op het meer gemeten (SCHILDMEEER 5253). Uit een onderlinge vergelijking van de metingen op beide locaties bleek dat de zichtdiepte op het midden van het Schildmeer 30 tot 40 cm hoger kan zijn. De grotere vertroebeling te Steendam is hoogst waarschijnlijk het gevolg van de opwerveling van bodemdeeltjes bij de overheersend westelijke wind (maar zie Foto 2).

De zichtdiepte in 2003 in het Afwateringskanaal wordt over het algemeen beter naarmate we het oosten van het gebied, dichterbij Delfzijl bereiken (Figuur 12). De oorzaak hiervan moet worden gezocht in het gehalte aan chlorofyl-a, maar kan deels ook worden veroorzaakt door het gehalte aan zwevend stof en/of humuszuren. Van het zwevend stofgehalte zijn echter alleen metingen bekend voor de meetpunten STEENDAM (SM) en FS.

**Foto 2 & 3**

Een spiegelglad Schildmeer gefotografeerd vanuit het haventje bij Steendam (foto 2, links). Een zeldzaam verschijnsel langs de oostelijke oever bij Steendam. Door de grote strijklengte bij westelijke wind staat deze oever meestal bloot aan golven (foto 3, rechts), met soms aanzienlijke afmetingen. (Bron: Koeman en Bijkerk bv)

Uit een analyse van het gehalte aan zwevende stof en de zichtdiepte bleek dat er een significante correlatie voor zowel het Schildmeer ($p < 0.001$, $r = 0.59$, $r^2 = 0.35$, $n = 52$) als voor de locatie Farmsum ($p < 0.001$, $r = 0.55$, $r^2 = 0.30$, $n = 72$) bestond. Bij een hoger gehalte aan zwevend stof daalde het doorzicht. Dit is ook duidelijk te zien op Foto 1. Op deze luchtfoto zijn vooral in het westelijk deel van het Schildmeer verhoogde concentraties aan zwevend stof en/of humuszuren te zien. In vergelijking met het Afwateringskanaal in het boezemgebied hebben het SLOCHTER- en WINSCHOTERDIEP een vrij laag doorzicht. Dit laat zich wederom deels verklaren door de reciproke relatie met het chlorofyl-a-gehalte. Wanneer chlorofylgehalten in het gebied stijgen, daalt het doorzicht. Wel wordt het water in het Afwateringskanaal net als in het Schildmeer in de zomer het meest helder.

4.5 Microverontreinigingen

Voor de meetpunten WB en FS in het kanalsysteem van Duurswold zijn in vergelijking met het Schildmeer wat meer chemische analyses uitgevoerd (Bijlage 1). De gemeten waarden op de meeste locaties lagen onder de MTR-norm, voor de desbetreffende parameter. Uit een analyse van deze gegevens is gebleken dat voor een aantal parameters de MTR-norm (NW4) in bepaalde jaren toch wel werd overschreden (Tabel 3). Veel van de MTR-normen worden de laatste drie jaar echter niet meer overschreden.

Tabel 4 Jaren waarin de jaargemiddelde parameterwaarden op drie locaties in de boezem van Duurswold de MTR-norm (laatste kolom) overschreden. Jaren tussen haakjes zijn de perioden waarin de parameters gemeten zijn (alleen stoffen die de norm overschreden zijn opgenomen). In bijlage 1 is een volledige lijst met alle gemeten parameters en bezochte locaties opgenomen.

Parameter	WOUDBLOEM	SCHILDMEER	FARMSUM	MTR-norm
Aldrin			1994-1998, 2000-2002 ('86-'02, '06)	1 ng/l
Ammoniak	2003 ('03, '05)			0.02 mg/l
Cadmium			1985 ('82-'06)	2 µg/l
Chloorfenvinfos			2006 ('06)	2 ng/l
Chloorpyrifos			2005 ('05)	3 ng/l
Cobalt			1983, 1985-1988, 1992-1993 ('82-'95)	3.1 µg/l
Endrin			1992-1994, 2000-2002 ('88-'02)	4 ng/l
Ethoprofos	2005 ('05)			63 ng/l
Fenitrothion			2000-2003 ('00-'03)	9 ng/l
Fenthion			2000-2003 ('00-'03)	3 ng/l
Heptachloor			1994-1998, 2000-2002 ('86-'02, '06)	0.5 ng/l
Heptachloor-epoxide			1992-1994, 2000-2002 ('86-'02, '06)	0.5 ng/l
Isoproturon			2001('97-'01, '05-'06)	320 ng/l
Koper		1998 ('93-'99)		3.8 µg/l
Mevinfos			1997-2003 ('97-'03)	2 ng/l
Nikkel		1995 ('93-'99)	Alle jaren m.u.v. 1982, 1996 en 2006 ('82-'06)	6.3 µg/l
Propoxur			2000-2001 ('00-'01)	10 ng/l
Pyrzofos	2005 ('05)		2005 ('05)	40 ng/l
Sulfaat		1988-1998 ('88-'99)	Alle jaren m.u.v. 1999 en 2005 ('86-'06)	100 mg/l
Triazofos			2001, 2003 ('00-'03)	32 ng/l
Trifenylytin			2000-2001 ('00-'01)	5 ng/l
Zink		1992 ('92-'99)	1984, 1986-1990, 1992 ('82-'06)	40 µg/l

4.6 Waterbodem

In 2005 is er ook een verkennend waterbodemonderzoek in het Schildmeer uitgevoerd (De Vries 2005). Waterbodemmonsters werden beschreven op basis van: (a) fysische eigenschappen (lutumgehalte, organische stof e.d.), (b) gehalten aan zware metalen (arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, zink), (c) gehalten aan organische verontreinigingen (som PAK-10, som EOX) en (d) eutrofiëring (Kjeldahl-stikstof, totaal fosfaat, ijzer en chloride). De Vries (2005) concludeerde dat de waterbodem in het Schildmeer nagenoeg niet verontreinigd is. Het hele meer valt volgens de NW4-toetsing in klasse 0 of 1. Enkel één van de 12 meetpunten (die in het noordoostelijke deel van het meer) viel op basis van PAK-10 en nikkel in klasse 2.

4.7 Fytoplankton

Het fytoplankton in het Schildmeer heeft, voor zover bekend, nooit tot overlast in de vorm van algenbloeien geleid. Fytoplanktonsoorten die regelmatig worden gevonden zijn de kiezelalgen *Aulacoseira* en *Skeletonema* de goudalgen *Dinobryon* en *Synura* en de blauwalgen *Aphanizomenon* en *Microcystis* (Bijkerk & Berg 2005). *Microcystis aeruginosa* is in de zomer de meest opvallende alg. Ofschoon de dichtheden laag blijven ontstaan door opwaaiing af en toe kleine drijfslagen in het haventje bij Steendam.

Berg *et al.* (2004) hebben in 2003 een ecologische beoordeling van de kanalen in District Noord (zie ook paragraaf 1.1) uitgevoerd. Hierbij zijn verschillende locaties langs het Afwateringskanaal van Duurswold bemonsterd. Belangrijk voor onze studie is de fytoplanktonanalyse van het meetpunt DE PAAUWEN. Het aantal taxa aangetroffen bij dit meetpunt bedroeg in het jaar 2003 in mei en in augustus, respectievelijk 74 en 54. Zowel in mei als in augustus waren de groenalgen het meest talrijk aanwezig.

Tabel 5 Analyse resultaten epifytische kiezelalgen in het Afwateringskanaal van Duurswold 2003. (Berg *et al.* 2004).

Locatie	Aantal taxa	Shannon-Weaver index	Abundante soorten (%)
DE PAAUWEN	37	1.71	<i>Achnanthes minutissima</i> (56%), <i>Fragilaria pulchella</i> (16%)
MEEDHUIZEN	72	2.60	<i>A. minutissima</i> (29%), <i>Diatoma tenuis</i> (24%)
GEEFSWEER	45	2.90	<i>F. pulchella</i> (14%), <i>Cymbella silesiaca</i> (12%), <i>D. tenuis</i> (12%)

In 2003 zijn kiezelalgen bemonsterd in het Afwateringskanaal van Duurswold (Tabel 4, Berg *et al.* 2004). De meest algemene soort was *Achnanthes minutissima*. Het een zeer veel voorkomende zoetwaterdiatomee, die zich massaal in allerlei watertypen kan ontwikkelen, mits de zuurstofgehalten niet te laag zijn en het water niet al te zuur is. De kiezelalgensamenstelling op deze meetpunten in het Afwateringskanaal is karakteristiek voor voedselrijke, neutraal tot alkalische, β - tot α -mesosaprobe wateren.

4.8 Water- en oevervegetatie

In het verleden kwamen er vooral in het centrale deel van het Schildmeer veel ondergedoken waterplanten, zoals waterpest en fonteinkruiden, voor (Klinge & Grimm, 1996). In de jaren zeventig van de vorige eeuw liep de hoeveelheid waterplanten echter sterk terug, totdat in 1996 - 1998 weer enig herstel optrad. Voornaamste soorten waren Schedefonteinkruid, Doorgroeid fonteinkruid en Smalbladige waterpest. In de laatste jaren zijn echter alleen enkele ondergedoken waterplanten geobserveerd langs de oever en in het beschutte haventje te Steendam, maar niet meer in het centrale deel van het meer (Bijkerk *et al.* 2004a, eigen waarnemingen). De vraag is of het lichtklimaat (te troebel in

het voorjaar) of het substraat (te veel schelpen op de bodem) beperkend is voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten.

Vanaf begin jaren zestig van de vorige eeuw werd er een stagnant peil (1.02 –NAP) gehandhaafd. Begin jaren negentig heeft er een peilverandering plaatsgevonden. Vanaf dat moment werd er gewerkt met een zomerpeil van 1.05 - 1.00 m –NAP en een winterpeil van 1.12 m –NAP. Vóór de instelling van een vast peil was de buitendijkse oeverzone enkele honderden meters breed. De instelling van het vaste peil, met een fluctuatie van maximaal 10 - 15 cm, heeft geresulteerd in de afslag van de buitendijkse oeverzone, waardoor de oeverzone met tientallen hectares afnam of zelfs op sommige plekken geheel verdween. Ook de grootte van de rietzoom is de afgelopen jaren sterk afgenomen. De rietkragen die wel overgebleven zijn, zijn tegenwoordig zo dicht van structuur dat ze niet (meer) kunnen functioneren als habitat voor vegetatieminnende vissoorten (Gerlach 2004).

Op veel plaatsen komt in het Afwateringskanaal een redelijk ontwikkelde watervegetatie voor. Zo staat er bijvoorbeeld Schedefonteinkruid, Gele plomp en Smalle waterpest. Berg *et al.* (2004) beschreven bijvoorbeeld dat in 2003 bij het meetpunt DE PAAUWEN in totaal 27 plantensoorten voorkwamen. Op de meetpunten MEEDHUIZEN en GEEFSWEER was dat respectievelijk 20 en 15. Bij DE PAAUWEN werd de vrij zeldzame soort Rossig fonteinkruid aangetroffen

De oevervegetatie, daarentegen, is vrij soortenarm met zowel stikstofminnende soorten als Bitterzoet, Blaartrekkende boterbloem en Liesgras als soorten van iets minder voedselrijke standplaatsen, zoals Riet, Rietgras, Pitrus, Slangewortel.

4.9 Macrofauna

Volgens Klinge & Grimm (1995) kwamen er in 1994 en 1995 vooral in het oosten van het Schildmeer, tussen De Groeve en Steendam, plaatselijk vrij veel driehoeksmosselen voor. In 1995 bestond de overige macrofauna volledig uit muggelarven en/of oligochaeten. In 2003 beschreven Bijkerk *et al.* (2004b) dat de macrofaunagemeenschap temidden van het Schildmeer voor 40% uit driehoeksmosselen bestond. In het daaropvolgende jaar werden grote dichtheden aan veligerlarven gevonden. Deze waarnemingen suggereren dat er in het Schildmeer goede condities voor de voortplanting van driehoeksmosselen heersen. Acoustisch onderzoek heeft ook uitgewezen dat vrijwel de gehele oppervlakte van het meer bedekt is met schelpen, in een meer of minder grote dichtheid (De Vries 2005). Deze schelpen kunnen dienen als substraat voor driehoeksmosselen. De jonge larven kunnen zich aan de schelpen hechten.

Verder beschreven Bijkerk & Berg (2005) dat de macrofauna van het Schildmeer in 2004 verder bestond uit meerdere soorten muggelarven, kokerjuffers en watermijten. In de oeverzones vonden ze relatief meer borstelwormen, bloedzuigers, waterkevers, en slakken doordat er meer structuur aanwezig was.

De soortensamenstelling van de macrofauna in het Afwateringskanaal van Duurswold werd in 2003 beschreven door Berg *et al.* (2004). De diversiteit van de macrofaunagemeenschap is hoog en bestaat uit vertegenwoordigers van verschillende functionele groepen (knippers, sedimenteters, predatoren). Bij MEEDHUIZEN zijn twee zeldzame soorten aangetroffen, maar op de andere twee locaties zijn uitsluitend algemene tot zeer algemene soorten gevonden. Bij meetlocatie DE PAAUWEN kwamen 89 taxa voor, terwijl bij de meetpunten MEEDHUIZEN en GEEFSWEER respectievelijk 93 en 71 taxa voorkwamen. Bij DE PAAUWEN werden één zeldzame borstelworm (*Psammoryctides albicola*) en twee andere vrij zeldzame soorten gevonden (waterkever *Oulimnius rivularis* en de tweekleppige *Pisidium pseudosphaerium*). Bij MEEDHUIZEN vonden ze twee zeldzame vedermuggensoorten (*Stempellina* sp., *Stempellina subglabripennis*) en drie andere vrij zeldzame soorten (kokerjuffer *Lype reducta*, waterkever *O. rivularis* en de slak *Marstoniopsis scholtzi*). Bij GEEFSWEER vond men tot slot vier vrij zeldzame soorten: de wants *Cymatia bonzdorffi*, de waterkevers *Anacaena bipustulata* en *O. rivularis*, en de vedermug *Tribelos intextus*.

4.10 Visbestand

Het Schildmeer is vroeger waarschijnlijk een visrijk meer geweest met veel Baars, Snoek en Paling. Sinds de jaren zeventig is de diversiteit echter achteruit gegaan en is het meer sterk verbrasemd (Ministerie van Landbouw en Visserij 1973, 1977). Het huidige bestand wordt gekarakteriseerd als het Brasem - Snoekbaars type met voor het overgrote deel Brasem, en verder Blankvoorn, Baars, Pos en Snoekbaars als belangrijkste vissoorten (Gerlach 2004). Verder bevat het meer kleinere hoeveelheden Ruisvoorn, Snoek, Winde, Karper en Zeelt. De totale hoeveelheid vis is tegenwoordig betrekkelijk laag. Van het Afwateringskanaal van Duurswold zijn geen visgegevens beschikbaar maar men kan aannemen dat ook in het Afwateringskanaal hoofdzakelijk Brasem en Blankvoorn voorkomt.

4.11 STOWA beoordeling Kanalsysteem

De ecologische beoordelingen volgens STOWA (1994) lopen uiteen van matig (DE PAAUWEN, GEEFSWEER) tot goed (MEEDHUIZEN). Van de kensoorten uit het streefbeeld van kleine (stilstaande) kanalen op kleigrond (Jaarsma & Verdonschot 2000) komen meerdere flora- en faunasoorten voor, maar het voorkomen heeft zich niet uitgebreid tot alle locaties. De voorkomende langs het Afwateringskanaal voorkomende kensoorten zijn de planten: Aarvederkruid, Gekroesd fonteinkruid, Grof hoornblad, Grote waterranonkel, Kleine egelskop, Schedefonteinkruid en Smalle waterpest en de macrofaunasoorten: *Oecetis lacustris*, *Oulimnius rivularis*, *Polypedilum nubeculosum* gevonden.

4.12 Knelpunten Kanalsysteem

De knelpunten voor een goede ecologische toestand in het Afwateringskanaal van Duurswold worden gevormd door de te hoge trofie- en saprobiegraad, de te hoge sulfaatgehalten, het lage doorzicht en de onnatuurlijke oever. De hoge sulfaatgehalten zijn naar alle waarschijnlijkheid ontstaan door de invloed van zoute kwel. Het is een knelpunt wat door de karakteristieken van het gebied ontstaat en kan als zodanig moeilijk worden vermeden.

5 Ecologisch functioneren

5.1 Voedselweb Schildmeer

Het ecologische functioneren van een watersysteem kan beschreven worden met een voedselweb. Aan de basis van het web staan de primaire producenten: (bodem)algen en waterplanten. Die worden gevoed door licht en anorganische voedingsstoffen. Aan de top staan de roofvissen (Baars, Snoek, Snoekbaars) en visetende vogels (Figuur 13).

Over het voedselweb in het Schildmeer is nog niet alles bekend. Er bestaan nog vragen over de beschikbaarheid van fosfaat, de rol van benthische algen in de primaire productie en de rol van de Driehoeksmossel als filtreerder. Wel is duidelijk dat zowel de opbrengst aan planktonalgen per eenheid fosfaat als de biomassa van vis per ha laag is. In het voedselweb (Figuur 13) is verondersteld dat bodemalgen (perifyton) gezien de grote helderheid van het meer een substantieel deel van de primaire productie voor hun rekening nemen en dat bodemdieren, met name de driehoeksmosselen, een belangrijke rol spelen in de begrazing van het fytoplankton.

In het huidige voedselweb zijn de waterplanten en roofvissen ondervertegenwoordigd, terwijl bentivore vissen, zoals Brasem en Blankvoorn juist oververtegenwoordigd zijn. Het huidige peilbeheer speelt mogelijk een rol als oorzaak voor de afwezigheid van ondergedoken waterplanten. De door het handhaven van een vast peil veroorzaakte achteruitgang van het oppervlak aan begroeide oeverzone zal de belangrijkste oorzaak zijn voor de lage dichtheid aan roofvis, met name van Snoek.

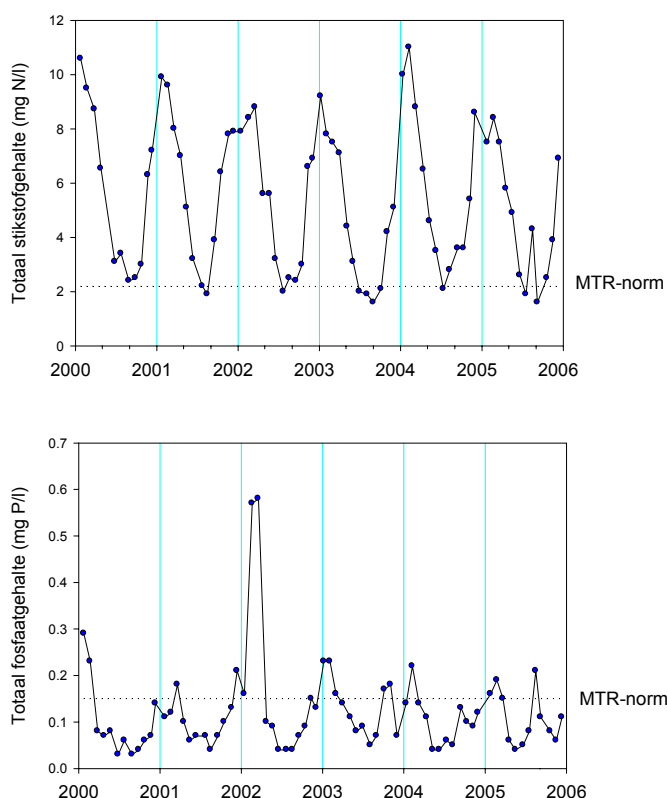


Figuur 13

Schematische weergave van het huidige voedselweb van het Schildmeer dat wordt gevoed door licht en anorganische voedingsstoffen.

Voedingsstoffen

Hoge concentraties voedingsstoffen doen zich vooral voor in de wintermaanden, minimale concentraties komen meer in de zomer voor (Figuur 14). De daling in het voorjaar wordt veroorzaakt door sedimentatie, opname door bodemalgen en, wat stikstof betreft, denitrificatie.



Figuur 14 Verloop van het totaal stikstofgehalte (boven) en het totaal fosfaatgehalte (onder) in het Schildmeer (STEENDAM 5202) gedurende de periode 2000 - 2006.

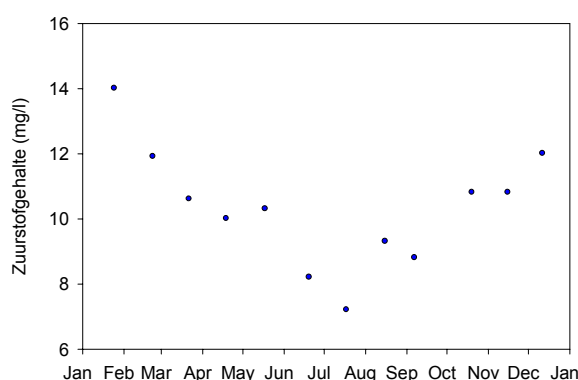
Licht

Het achtergronddoorzicht in het Schildmeer te Steendam is geschat op 1.27 m (Bijkerk & Berg 2005). Het zomergemiddelde doorzicht is het laagst in het westelijk deel van het meer en het hoogst in het midden, terwijl op het meetpunt in het oostelijke deel (Steendam) intermediaire waarden gemeten worden (zie paragraaf 4.4). Deze verschillen kunnen worden verklaard door de grotere hoeveelheid planktonalgen in het westelijke deel van het meer (aangevoerd door het Afwateringskanaal) en een grotere hoeveelheid zwevende stof in het oostelijke deel. Door opwerveling van bodemdeeltjes bij westelijke wind is het zwevende stofgehalte in het oostelijke deel zo'n 20% hoger dan in het midden (Oost gemiddeld 13.8 mg/l in 1996 - 1999, Midden gemiddeld 11.5 mg/l in 2003).

De diepte van de eufotische zone is ongeveer 3 m (Bijkerk & Berg 2005), wat betekent dat er theoretische in het gehele meer, op alle diepten netto primaire produktie kan plaatsvinden (maar zie paragraaf *Waterplanten en perifyton*).

Primaire productie

De zuurstofconcentratie is het hoogst gedurende de winter en loopt terug in de zomer (Figuur 15). Dit is waarschijnlijk het gevolg van de temperatuursafhankelijke oplosbaarheid van zuurstof en de microbiële activiteit. De relatief lage gehalten in juli en augustus zijn ook indicatief voor een lage primaire productie in de waterkolom.



Figuur 15 Verloop van het zuurstofgehalte in het Schildmeer (STEENDAM 5202) gedurende het jaar 2005.

Fytoplankton

Door het goede lichtklimaat in het Schildmeer komen er weinig fytoplanktonsoorten voor die kenmerkend zijn voor troebel water, zoals *Planktothrix agardhii*. De opbrengst aan chlorofyl-a per eenheid totaal fosfaat is vrij laag wat vermoedelijk veroorzaakt wordt door een onvolledige beschikbaarheid van het fosfaat (zie ook paragraaf 4.3). De hoeveelheid en de soortensamenstelling van de fytoplanktongemeenschap wijzen op meso-eutrofe condities. Door opwaaiing kunnen langs de oostelijke oever drijfslagen van *Microcystis* ontstaan van een beperkte omvang.

Waterplanten en perifyton

Het huidige lichtklimaat zou niet beperkend moeten zijn voor de groei van waterplanten. Het zomergemiddelde doorzicht is niet slechter dan in de jaren met waterplanten. Mogelijk is het doorzicht in het begin van het groeiseizoen (februari - mei) beperkend voor de ontwikkeling van waterplanten. In 1996 - 1998 was het doorzicht in die periode 10 à 20 cm hoger dan tegenwoordig (Bijkerk & Berg 2005). In die jaren kwamen er wel waterplanten in het Schildmeer voor.

Een andere aanleiding voor de hypothese is de waarneming dat in het beschutte en relatief heldere haventje te Steendam wel waterplanten groeien. In de loop van de zomer groeit het daar wel helemaal dicht met ondergedoken waterplanten.

Zoöplankton

De potentiële graasdruk van watervlooien (*Daphnia*) in het Schildmeer is gemiddeld 1,2 mg C / mg C in de zomer, zodat een significante onderdrukking van de fytoplankton-biomassa verwacht mag worden (Bijkerk & Berg 2005). *Daphnia*'s worden zelf kortstondig gepredeerd door *Leptodora kindtii*.

Macrofauna

In het aquatische ecosysteem van het Schildmeer is vermoedelijk vooral de begrazing door driehoeksmosselen en (in mindere mate) de begrazing door zoöplankton wat de oorzaak is voor de daling van het chlorofyl-a-gehalte van de westelijke naar de oostelijke zijde van het meer.

Vissen

Gerlach (2004) schatte de visstand in 2003 op ongeveer 64 kg/ha. Dit is laag voor een Nederlands meer (gemiddeld 200 kg/ha bij een totaal fosfaatgehalte van 0.15 mg P/l), maar het kan verklaard worden door de geringe primaire productie. De visstand wordt gedomineerd door Brasem en Blankvoorn, die zich voornamelijk voeden met bodemdieren. De lage aantallen vegetatieminnende vis, zoals Zeelt en Ruisvoorn, zijn toe te schrijven aan te dichte en dus moeilijk doordringbare rietkragen en het ontbreken van rijk gestructureerde watervegetaties.

Vogels

Op het Schildmeer foerageren zowel herbivore (Meerkoet) als piscivore vogels (Aalscholver, Fuut en Visdief). De dichtheden aan vogels blijven echter laag door de lage visstand en het ontbreken van ondergedoken waterplanten. In de omringende oeverlanden en in het natuurontwikkelingsgebied Tetjehorn komen vogels voor die kenmerkend zijn voor moerassen en vochtige hooilanden (Waterral, Kwartelkoning).

5.2 Voedselweb Afwateringskanaal Duurswold

Het voedselweb van het Afwateringskanaal kan niet volledig beschreven worden. De productiviteit (fytoplankton, waterplanten) is hoger dan in het Schildmeer. Er is een redelijke bedekking van drijvende en ondergedoken waterplanten, wat een hoge diversiteit van macrofauna tot gevolg heeft. Gegevens over de visstand ontbreken. Het huidige ecologische functioneren wordt hoofdzakelijk bepaald door de hoge voedselrijkdom (en dus troebelheid) en de onnatuurlijke oevers. Het huidige peilbeheer is onder deze omstandigheden een minder belangrijke factor.

6 Aandachtsgebieden Woudbloem en Nieuwe Rijpmakanaal

6.1 Krabbescheer in Woudbloem en het Nieuwe Rijpmakanaal

In de twee noordelijke provincies komt Krabbescheer voor Nederlandse begrippen vrij frequent voor. Vooral in de buurt van Woudbloem komt relatief veel Krabbescheer voor (Foto 4, De Jong 2001). Ten noordwesten van Woudbloem (2.5 km) ligt het Nieuwe Rijpmakanaal. Hier groeit Krabbescheer tegenwoordig ook (Ketelaar & Van de Wetering 2000).

In het verleden was Krabbescheer veel algemener dan tegenwoordig (Weeda *et al.* 1991). Volgens De Jong (2001) zijn er in Nederland nog drie zwaartepunten van Krabbescheer over: Grensgebied Utrecht / Zuid-en Noord-Holland, De Wieden / Weerribben en Groningen / Friesland.

Het aantal vindplaatsen van deze waterplant is sterk achteruit gegaan door eutrofiëring, ijzergebrek, sulfide- en ammoniumtoxiciteit, bijvoorbeeld als gevolg van inlaat van gebiedsvreemd water uit de grote rivieren (Roelofs 1991; Smolders *et al.* 1996, 2003; Pot 2003). Tegenwoordig staat Krabbescheer zelfs op de Rode Lijst (Pot 2003). De populatie in Woudbloem is de grootste in de regio Groningen/Friesland en is mede daarom van nationaal belang. Krabbescheer is verder onmisbaar voor de Groene glazenmaker. Ook van deze zeldzame libellensoort kan men bij Woudbloem één van de grootste populaties van Nederland aantreffen (Ketelaar & Van de Wetering 2000).

De sloten bij Woudbloem wateren niet vrij af op de boezem en staan daarmee dus niet bloot aan het gehandhaafde peilregime. Wel kan in perioden van droogte water vanuit de boezem naar deze gebieden ingelaten worden. Het Nieuwe Rijpmakanaal staat in open verbinding met de boezem, maar kan wel afgesloten worden. In de praktijk staat de verbinding meestal open en trekt water de grond in naar de omliggende natuurgebiedjes. Door de begroeiing is er grofweg van zo'n 10 - 20 cm peilverschil tussen de boezem en het kanaal (pers. med. A. Siebring, WHA). Inlaat van water vanuit de boezem heeft voor deze twee gebieden mogelijk gevolgen voor de waterkwaliteit ter plekke. Een achteruitgang van de waterkwaliteit ter hoogte van Woudbloem door waterinlaat vanuit het Slochterdiep kan zo dus wel resulteren in een achteruitgang van de krabbescheervegetaties ter plekke.

**Foto 4**

Krabbescheervegetatie bij Woudbloem.
(Bron: C.J.E. Brochard, Koeman en Bijkerk bv)

6.2 Ecologie van Krabbescheer

Krabbescheer komt van nature voor in laagveenmoerassen. De plant groeit over het algemeen in relatief stagnant, matig tot zeer voedselrijk water met een relatief dikke laag sapropelium. In tegenstelling tot vele andere waterplanten speelt Krabbescheer een rol bij de verlanding van sloten en petgaten (Weeda *et al.* 1991; Higler 1977).

De waterplant staat erom bekend dat ie in staat is om veel voedingsstoffen aan het water te onttrekken (Weeda *et al.* 1991; Brammer 1979) waardoor er in de directe omgeving van Krabbescheer vaak weinig andere lichtminnende organismen voorkomen. Een alternatieve verklaring voor het extreem heldere water binnen Krabbescheerpopulaties kan allelopathie zijn. Krabbescheer is namelijk in staat om chemische verbindingen uit te scheiden waarmee de groei van in ieder geval fytoplankton (Mulderij 2006), maar mogelijk ook andere waterplanten kan worden geremd. Door dit proces is het water in de directe omgeving van Krabbescheer vaak helderder dan op grotere afstanden van de plant. Deze allelopathische activiteit van Krabbescheer is het hoogst wanneer de planten nog jong zijn en actief groeien. Niet alle organismen worden even sterk door Krabbescheer beïnvloed. Mulderij *et al.* (2005) toonde met een laboratoriumexperiment aan dat de groenalg *Scenedesmus obliquus* minder sterk geremd wordt dan bijvoorbeeld de blauwalg *Microcystis aeruginosa*. Jasser (1995) observeerde een hogere gevoeligheid voor allelopathische stoffen bij blauwalgen in vergelijking met andere algen, maar Mulderij *et al.* (2005) zag over het algemeen geen verschil. De aanwezigheid van Krabbescheer kan echter wel de soortensamenstelling van het fytoplankton beïnvloeden door het verschil in gevoeligheid van verschillende algen.

6.3 Belang van Krabbescheer voor andere organismen

Uit voorgaande paragrafen is gebleken dat Krabbescheer een belangrijke waterplant is. De plant is echter ook van groot belang voor de Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*) en voor de Zwarte stern (*Chlidonias niger*). De Groene glazenmaker plant zich namelijk alleen maar voor in Krabbescheervegetaties. De eitjes worden afgezet op de waterplanten die in de herfst naar de bodem zakken. In het voorjaar drijven ze als larven weer met de planten mee naar het wateroppervlak. Groene glazenmakers zetten hun eieren echter alleen af in door Krabbescheer gedomineerde vegetaties die homogeen genoeg zijn (dichtheid ca. 10 - 20 planten/m²), terwijl de bladeren minimaal 25 cm lang (15 cm boven water) en circa 2.5 – 3.5 cm breed zijn (Geene 1989; De Jong 1999; De Jong 2000). In de grote populatie Krabbescheer in de buurt van Woudbloem bevindt zich de grootste Groene glazenmaker populatie in de drie noordelijke provincies (Ketelaar & Van de Wetering 2000).

Eerder werd ook al de Zwarte stern genoemd. Deze vogel broedt vooral in Krabbescheer-vegetaties die in een ver stadium van verlanding verkeren. Het broeden in deze vegetaties verhoogd de overlevingskans van kuikens in vergelijking met andere vegetaties aanzienlijk. De laatste twee strikt aan Krabbescheer gebonden organismen zijn de snuittor *Bagous binodulus* en het vliegje *Hydrellia stratiotae* (Weeda *et al.* 1991, in De Jong 2001). Verder zijn er nog verschillende soorten insecten (waaronder bedreigde soorten) die in de bovengenoemde vegetaties meer voorkomen, maar er niet strikt van afhankelijk zijn (De Jong 2001).

6.4 Maatregelen voor herstel en behoud van Krabbescheer

Door recente maatregelen ten aanzien van de verbetering van de waterkwaliteit zien we op sommige plekken al wel weer een uitbreiding / herstel van Krabbescheerpopulaties. Om herstel / uitbreiding van Krabbescheer verder te stimuleren is het van belang te weten wat de belangrijkste bedreigingen voor Krabbescheer zijn.

De kweldruk is bijvoorbeeld een van die sturende factoren. Bij verminderde kweldruk vermindert de aanvoer van vrije ijzerionen, nodig om het giftige sulfide te binden (Smolders & Roelofs 1993; Smolders *et al.* 2003). Ook de inlaat van gebiedsvreemd water, rijk aan bicarbonaat zorgt voor een grotere beschikbaarheid van het giftige sulfide wat leidt tot het afsterven van Krabbescheer (De Jong 2001). Het verhoogde bicarbonaat-gehalte zorgt verder voor een versnelde afbraak van het organische materiaal wat resulteert in eutrofiëring. Een ander probleem is het te vroeg (voor augustus) schonen en daarmee compleet verwijderen van Krabbescheer uit sloten en plassen.

Maatregelen tegen het verwijderen van (inter-)nationaal belangrijke vegetaties van Krabbescheer (De Jong 2001) bestaan tegenwoordig uit: (a) een uitgestelde uitvoer van het schonen van sloten en vaarten of gedeeltelijk schonen, (b) het verminderen van de inlaat van gebiedsvreemd water, (c) de verhoging van het winterpeil dat in het voorjaar ook langer vastgehouden wordt, (d) het toelaten van grote peilfluctuaties en (e) de aanleg van nieuwe petgaten.

7 Ecologische streefbeelden

Dit hoofdstuk bestaat uit twee delen. Allereerst zal het ecologisch streefbeeld voor het Schildmeer worden besproken. Daarna volgt een beschrijving van het streefbeeld voor het kanalsysteem van Duurswold. Bij het beschrijven van het gewenste peilbeheer voor beide systemen ligt de focus op de ecologie en waterkwaliteit van de systemen, maar is tevens aandacht voor andere functies, waterhuishouding en (vaar)recreatie.

7.1 Schildmeer

7.1.1 Ecologisch streefbeeld

Het streefbeeld voor het Schildmeer is gebaseerd op het Maximale Ecologische Potentieel (MEP) en het Goede Ecologische Potentieel (GEP), geformuleerd voor de Kaderrichtlijn Water (KRW). In deze streefsituatie is het Schildmeer een ondiep meer met een bodem bestaande uit veen en klei en is het meer voor een groot deel (minstens 60%) begroeid met ondergedoken waterplanten. Het meer bezit brede, vitale (voor ca. 75% natuurvriendelijke) oeverzones die een geleidelijke overgang vormen tussen het open water en de vochtige graslanden en plaatselijk veenmosrietlanden, rondom het meer. De vegetatie in de oeverzone bestaat uit oeverplanten (Kleine lisdodde, Riet, Rietgras) en gaat geleidelijk over in een begroeiing van moerasplanten (bijv. Oeverzegge, Scherpe zegge, Grote cyperzegge, Valse voszegge, Pitrus, Zomprus, Kattestaart, Wolfspoot, Moerasvergeetmijnietje, Engelwortel). Door een dynamisch peilbeheer is de toevoer van gebiedsvreemd water verminderd, waardoor de oever- en watervegetatie beter tot ontwikkeling kan komen. Verder bezit de visstand een gevarieerde soortensamenstelling met kenmerken van het Snoek - Blankvoortype en vormt het Schildmeer een leefgebied voor diadrome vissen, zoals Paling, Driedoornige stekelbaars en Spiering komen ook voor. Verder fungeren het meer en de oeverlanden als verbindingzone voor het natuurgebied Midden Groningen en Meerstad.

7.1.2 Waterkwaliteitsdoelstellingen

Om het streefbeeld te gaan halen zijn er doelstellingen voor de waterkwaliteit gesteld. In de MEP-situatie is het Schildmeer een matig voedselrijk meer met een totaal fosfaatgehalte van 0.05 - 0.10 mg P/l, een chloridegehalte van minder dan 200 mg/l, een zuurstofgehalte tussen de 6 en 9 mg/l, een zomergemiddeld chlorofyl-a-gehalte van niet meer dan 20 µg/l en een zomergemiddeld doorzicht van minstens 1.0 tot 1.2 m, op het midden van het meer. Het zomergemiddelde totaal stikstofgehalte is gesteld op 2.5 – 3.5 mg N/l, waarmee de MTR-norm (NW4) wel overschreden wordt.

7.1.3 Vertaling naar het peil

Herstel ondergedoken watervegetatie

Ondergedoken watervegetatie vormt een sleutelfactor voor een ecologisch gezond Schildmeer, zoals dat omschreven is in het MEP. Omdat we de lichtbehoefte van waterplanten kennen en weten hoe het huidige lichtklimaat in het Schildmeer is, kunnen we berekenen tot welke diepte waterplanten in het Schildmeer zouden moeten kunnen groeien. Uit een analyse van een groot aantal gegevens uit Nederland en andere Europese landen (Phillips 2006), blijkt dat ondergedoken waterplanten gemiddeld vóórkomen tot op een diepte waar nog 10% van het zonlicht dat door het wateroppervlak valt doordringt. Uitersten zijn 2% en 16%. In Nederlandse meren zijn fonteinkruiden belangrijk in ondergedoken watervegetaties. Wanneer fonteinkruiden zich eenmaal gevestigd hebben kunnen zij uit ondergrondse delen ca. 30 tot 40 cm opgroeien zonder licht nodig te hebben. In een situatie waar waterplanten afwezig zijn en zich moeten ontwikkelen vanuit zaad, zal de maximale diepte kleiner zijn als gevolg van de grotere lichtbehoefte (10 - 16%). Op dit moment hebben we in het Schildmeer te maken met een dergelijke situatie. Waterplanten zijn momenteel afwezig en zullen zich dus nog moeten ontwikkelen.

Waar de maximale diepte voor waterplanten zich bevindt wordt bepaald door de troebelheid van het water als gevolg van opgewervelde bodemdeeltjes, kleurstoffen en algen. De bijdrage van kleurstoffen en bodemdeeltjes bepaalt het achtergronddoorzicht en wordt uitgedrukt in de achtergrond-extinctiecoëfficiënt (uitdovingscoëfficiënt), k_b . De bijdrage van algen wordt uitgedrukt in k_c en de totale extinctiecoëfficiënt, k_d , is gelijk aan de som van deze twee coëfficiënten:

$$k_d = k_b + k_c$$

Midden in het Schildmeer kan het achtergronddoorzicht geschat worden op 1.3 m en langs de oostelijke oever bij Steendam op 0.8 m. De diepte van de eufotische zone (dat deel van de waterkolom waar minimaal 1% van het zonlicht doordringt) is volgens een vuistregel 2.5 keer het doorzicht (Moss 1980, p 8) en is dus respectievelijk 3.25 en 2.0 m. Met behulp van de wet van Lambert-Beer:

$$Z = \frac{\ln(I_0) - \ln(I_z)}{k_d}$$

waarin I_0 de hoeveelheid licht is dat op het wateroppervlak valt en I_z de hoeveelheid licht op diepte Z , kan vervolgens de achtergrondextinctie, k_b , berekend worden. Hierbij nemen we aan dat 5% van het zonlicht door het wateroppervlak weerkaatst wordt.

Omdat de specifieke extinctie door algen (= chlorofyl-a) gesteld kan worden op $0.02 \text{ m}^{-1} \mu\text{g Chl-a}^{-1}$, volgt voor de totale uitdovingscoëfficiënt,

$$k_d = k_b + 0.02 [\text{Chla}]$$

Tenslotte kan met Lambert-Beer voor elk chlorofyl-a-gehalte berekend worden op welke diepte, Z_{10} , nog juist 10% van het zonlicht doordringt:

$$Z_{10} = \frac{\ln(95) - \ln(10)}{k_d}$$

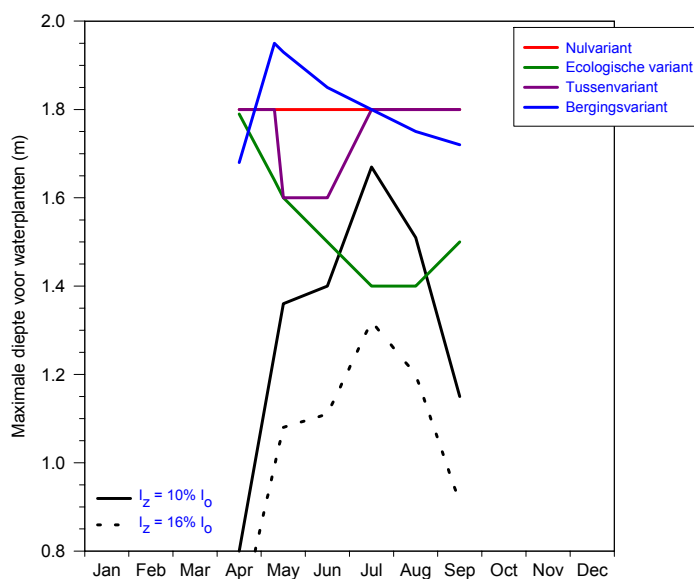
Deze Z_{10} is de maximale diepte waarbij waterplanten verwacht kunnen worden en deze diepte kan vergeleken worden met de gemiddelde waterdiepte van het Schildmeer.

Het achtergronddoorzicht is echter niet gelijk gedurende de zomer. Door een vergelijking te maken tussen de maandelijks voorspelde en gemeten doorzichten (2004 - 2006), kan, via iteratie een betere schatting gemaakt worden van de extinctiecoëfficiënt in de loop van de zomer. Deze coëfficiënt is het grootst in april en het laagst in juli. Tabel 6 geeft de waarde van de grootheden die bij deze berekening gebruikt zijn en de resultaten (Z_{10}) voor mei en juli. Figuur 16 geeft de waarde van Z_{10} voor een gemiddeld jaar.

Tabel 6 Overzicht van grootheden gebruikt voor berekening van maximale kolonisatiediepte van waterplanten voor twee locaties in het Schildmeer en resultaten voor de maanden mei en juli.

Grootheid	Midden (5253)	Steendam (5202)
Achtergronddoorzicht, Z_b (m)	1.3	0.8
Diepte eufotische zone, Z_{eu} (m)	3.25	2.0
Achtergrond-extinctiecoëfficiënt, k_b (m^{-1})	1.35 tot 2.80	1.98 tot 3.80
Specifieke extinctiecoëfficiënt Chl-a ($\text{m}^{-1} \text{Chla}^{-1}$)	0.02	0.02
Z_{10} in mei (m)	1.36	0.74
Z_{10} in juli (m)	1.67	1.14

Uit de berekening blijkt dat kolonisatie van waterplanten in het midden van het meer alleen kan optreden bij een waterdiepte van minder dan 1.5 – 1.6 m. Omdat het meer gemiddeld 1.8 m diep is bij een waterpeil van 1.0 m –NAP, zou een peil van 1.3 –NAP nodig zijn.



Figuur 16 De berekende maximale diepte waarop ondergedoken waterplanten vóórkomen in het midden van het Schildmeer in de loop van het groeiseizoen (gemiddelden 2004 - 2006), met de waterdiepten bij de verschillende peilvarianten (zie hoofdstuk 8); de maximale diepte is berekend voor een gemiddelde lichtbehoefte ($10\% I_0$) en een uiterste ($16\% I_0$).

Herstel oevervegetatie

Een flexibeler peil, met bijvoorkeur relatief hoge standen 's winters en relatief lage 's zomers leidt ook tot het herstel van de overbegroeiing en ontwikkeling van een vitale oeverzone. De absolute hoogte van de peilen, in combinatie met de hellingshoek van de oevers, bepaalt uiteindelijk de breedte van de oeverzone. De duur van de inundatie speelt hierbij een rol in de soortensamenstelling van de oevervegetatie. Bij geringe peilfluctuaties zullen vooral ruigtesoorten voorkomen. Deze soorten zijn echter slecht bestand tegen volledige overstroming over langere perioden. Bij overstromingen van meer dan zes weken sterven deze soorten af. Echte moerassoorten, zoals Watermunt, Kattestaart en Wolfspoot zijn veel toleranter voor overstroming. Deze soorten domineren dus vooral in habitats gekarakteriseerd door frequentere peilfluctuaties en met langere periodes van overstroming (Lenssen et al. 1999 in Van Hardeveld et al. 2003).

7.2 Kanalensysteem Duurswold

Het streefbeeld voor het kanalensysteem moet eveneens worden gebaseerd op de MEP/GEP voor dit systeem. In onze analyse van de ecologische effecten van het peilbeheer hebben wij het ecologische functioneren van het Schildmeer echter voorop gesteld. Het Schildmeer heeft naast waterberging en recreatie ook een natuurfunctie, de kanalen bezitten deze natuurfunctie niet. Een randvoorwaarde voor het peil van in kanalen is een gewenste vaardiepte van minimaal 1.2 m.

Ecologische streefbeeld

Als referentie voor een streefbeeld zou de omschrijving voor *kleine kanalen op kleigrond* uit het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen (Jaarsma & Verdonshot 2000) gebruikt kunnen worden. Volgens deze typering zijn kleine kanalen op kleigrond van nature voedselrijker en sterker gebufferd dan vergelijkbare systemen op zandgrond. Ook is 25% van de oevers natuurvriendelijk ingericht en ontwikkelen oeverplanten zich daar goed. De visstand heeft een gevarieerde soortensamenstelling met kenmerken van het Snoek - Blankvoortype en via de kanalen kunnen diadrome vissensoorten door het boezemsysteem trekken. Verdere doelstellingen vanuit het WHA zijn de afwezigheid van obstakels die vismigratie in de weg kunnen staan en de functie als de verbindingzone met natuurgebied Midden Groningen en Meerstad.

Waterkwaliteitsdoelstellingen

Om het streefbeeld te gaan halen zijn de volgende doelstellingen voor de waterkwaliteit gesteld. Het totaal fosfaatgehalte bedraagt 0.08 - 0.15 mg P/l, het totaal stikstofgehalte is 2.5 - 4.0 mg N/l en het chloridegehalte blijft onder de 400 mg/l. Net als in het Schildmeer is de streefwaarde voor het zuurstofgehalte 6 - 9 mg/l. Het zomergemiddelde chlorofyl-a-gehalte blijft onder de 100 µg/l. Het doorzicht in het kanalensysteem bedraagt 40-60 cm.

Huidige ecologische toestand

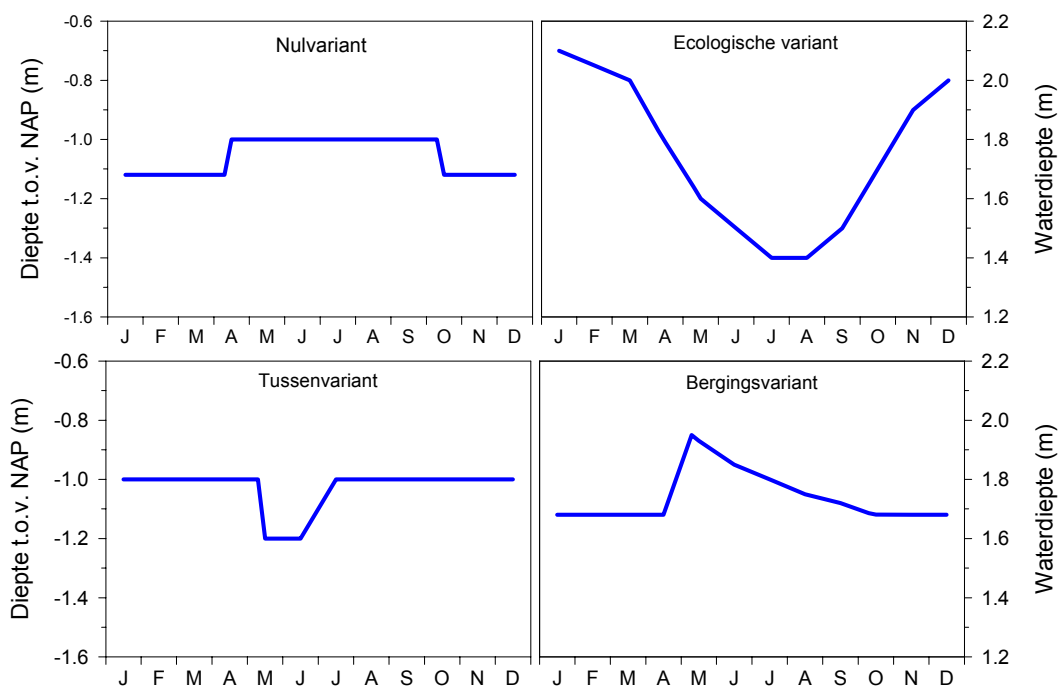
De huidige ecologische toestand van de kanalen is redelijk en zal naar verwachting niet verslechteren onder invloed van geringe veranderingen in het peilbeheer. In de huidige situatie liggen de mediane fosfaatgehalten in het afwateringskanaal ten oosten van het Schildmeer beneden 0.1 mg P/l; in het deel ten westen van het Schildmeer liggen zij er nog boven. De levensgemeenschap in dit type kanalen is betrekkelijk soortenrijk aan waterplanten en macrofauna. Kenmerkend zijn plantensoorten uit het Waterlelie-verbond (Nymphaeion) en de groep van kleine fonteinkruiden (Parvopatomion). Belangrijk is ook de verbindingfunctie voor diadrome vissen, zoals Paling en Spiering.

8 Ecologische effecten van de vier peilscenario's

8.1 Uitgangspunten

Dit hoofdstuk bespreekt de ecologische effecten van vier peilscenario's. De volgende scenario's zijn uitgewerkt (Figuur 17):

1. Nulvariant
2. Ecologische variant
3. Bergingsvariant
4. Tussenvariant



Figuur 17 Overzicht van het peil (linker y-as) en de waterdiepte (rechter y-as) voor de vier uitgewerkte peilscenario's (Nulvariant, Ecologische variant, Tussenvariant en Bergingsvariant).

In de vergelijking van de vier scenario's is gebruik gemaakt van drie criteria:

- (1) De ecologische kwaliteit van het Schildmeer, waarbij de ontwikkelingsmogelijkheden van water- en oevervegetatie als sleutelfactoren zijn opgevat;
- (2) De gewenste vaardiepte van minimaal 1.2 m in het kanalsysteem;
- (3) De besparing op de hoeveelheid in te laten, gebiedsvreemd water.

Ecologische kwaliteit Schildmeer

Een goede ontwikkeling van de oeverzones en de ondergedoken watervegetatie is nodig voor een herstel van het voedselweb van het Schildmeer en in het bijzonder de diversiteit van de visstand. Voor het herstel van de watervegetatie is een waterdiepte van ten hoogste 1.5 m in mei - juli berekend. Voor het herstel van de oevervegetatie is een flexibeler peil noodzakelijk, met voorkeur relatief hoge standen 's winters en relatief waterstanden gedurende de zomer. De absolute hoogte van de peilen in combinatie met de hellingshoek van de oever bepaalt de uiteindelijke breedte van de oeverzone.

Vaardiepte

De gewenste vaardiepte in het kanalsysteem en in (delen van) het Schildmeer bedraagt minimaal 1.2 m. Dit kan gecombineerd worden met de voorwaarde van een waterdiepte van ten hoogste 1.5 m voor waterplantenrekolonisatie.

Besparing op wateraanvoer

Een flexibeler peilbeheer waarbij het peil 's zomers wat verder mag uitzakken heeft niet alleen voordelen voor de oevervegetatie. Het geeft eveneens een besparing op de hoeveelheid aan te voeren water. Omdat dit water vooral wordt aangevoerd vanuit het Winschoterdiep levert deze besparing eveneens een vermindering van de externe belasting aan nutriënten, met name fosfaat, op (Figuur 7).

Berekeningen voor het jaar 2003 (Waterschap Hunze en Aa's) lieten zien dat er voor de Duurswoldboezem bij het huidige peilregime ongeveer 6.1 miljoen m³ water aangevoerd moet worden. Dit gebeurt vanuit de Eemskanaal - Dollardboezem. Bij een flexibel zomerpeil met een marge van 0.2 m zou deze hoeveelheid verminderd kunnen worden tot 5.3 miljoen m³. Naarmate de marge toeneemt neemt de besparing op aan te voeren water natuurlijk toe (Tabel 7). Het jaar 2003 werd ingeschat al 1/10 droog jaar. In een gemiddeld jaar zou het effect van een flexibel zomerpeil daarom wel op kunnen lopen tot bijna 30% besparing bij een peilmarge van 0.2 m (Tabel 7).

Tabel 7 Besparing op de hoeveelheid aangevoerd water bij een flexibeler peilbeheer.
(Bron: Waterschap Hunze en Aa's).

Marge flexibel peil (m)*	Bespaarde aanvoer (10 ⁶ m ³)	Besparing 2003 (%)	Besparing gemiddeld jaar (%)
0.10	0.42	7	14
0.20	0.84	14	28
0.30	1.26	21	42
0.40	1.68	28	56

* een peilmarge van 0.2 m wordt als maximaal realiseerbaar ingeschat.

8.2 Globaal beoordelingskader

Op grond van bovenstaande uitgangspunten zijn de ecologische effecten van de vier peilvarianten ingeschat in een globaal beoordelingskader. Hierin zijn waterdiepte, peilregime en wateraanvoer als sturende factoren naar voren gehaald en nutriënten (gehalte en externe belasting), oevervegetatie, waterplanten, macrofauna, roofvis en vegetatieminnende vis als doelvariabelen (Tabel 8).

Tabel 8 Globaal beoordelingskader effecten peilverandering in de vier onderscheiden scenario's.

Doelvariabele	Nulvariant	Ecologische variant	Tussenvariant	Bergingsvariant
Stikstofgehalte	0	+	0	0
Fosfaatgehalte	0	++	0	+
Externe stikstof belasting*	0	0	0	0
Externe fosfaatbelasting*	0	+	0	0
Bedekking watervegetatie	0	++	+	0
Breedte oevervegetatie	0	++	+	+
Diversiteit macrofauna	0	++	+	+
Aandeel roofvis	0	++	+	+
Aandeel veg. minnende vis	0	++	+	0

0 = geen effect;; - = afname kwaliteit / toename gehalte; -- = sterke afname kwaliteit / toename gehalte; + = toename kwaliteit / afname gehalte; ++ = sterke toename kwaliteit / afname gehalte; * gerelateerd aan de hoeveelheid toegevoerd gebiedsvreemd water.

Uit Tabel 8 kan geconcludeerd worden dat vanuit ecologisch oogpunt de **ecologische variant** logischerwijs het beste scoort. Voor zowel de nutriënten als voor de vegetatie (oever- en watervegetatie), macrofauna en het visbestand worden bij de ecologische variant positieve effecten verwacht.

In vergelijking met de ecologische variant vormt de **tussenvariant** geen slecht alternatief. Voor deze variant worden nog steeds positieve effecten verwacht op de ontwikkeling van de oevervegetatie en waterplanten, de diversiteit van de macrofaunagemeenschap en het aandeel roofvis en vegetatieminnende vis binnen het visbestand.

Ten opzichte van de uitgangssituatie (nulvariant) worden er in de **bergingsvariant** positieve effecten verwacht op het fosfaatgehalte (afname gehalte), de breedte van de oevervegetatie, de macrofaunadiversiteit en het aandeel roofvis.

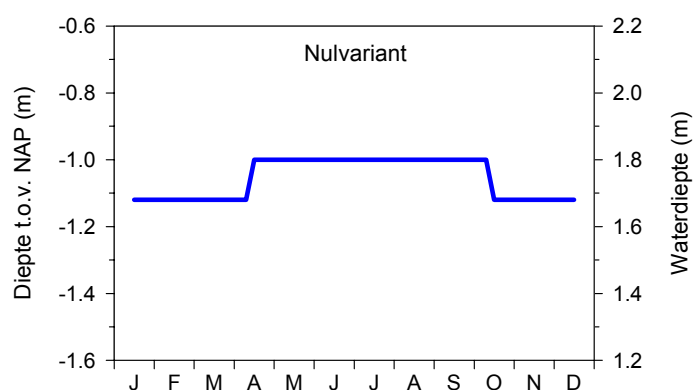
Een toelichting van de hierboven samengevatte analyse en de te verwachten effecten per scenario / variant volgt in de onderstaande paragrafen. De te verwachten effecten uiteten zich vooral in de ecologische conditie van het Schildmeer. Door de aanwezigheid van oeververdediging langs ca. 60% van het Afwateringskanaal zal een peilaanpassing voor het kanalsysteem minder effect hebben op de oevervegetatie. Op locaties waarbij bijvoorbeeld geen verdediging is (ca. 40%) of waar vooroeverers de achterliggende

ecologische zone beschermen (ca. 5%), speelt peilaanpassing wel een rol in de ontwikkeling van de oeervervegetatie.

8.3 Nulvariant

Scenario

Dit scenario omvat het huidige peilbeheer zoals beschreven in paragraaf 3.4. Het zomerpeil (ZP) wordt hierbij gehandhaafd op 1.05 - 1.00 m –NAP, terwijl het winterpeil (WP) gehandhaafd wordt op 1.12 m –NAP (Figuur 18).



Figuur 18 Peil en waterdiepte per maand in de nulvariant (huidige peilbeheer).

Ecologische gevolgen

Het vaste peil winter- en zomerpeil bevordert oeverserosie. Door het omgekeerde peilregime stagneert de waterwaartse uitbreiding van oeervervegetatie. Bij het huidige doorzicht in april - mei (0.6 m), is de waterdiepte van 1.8 m te groot voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten (paragraaf 7.1.3). Hierdoor blijft de biologische diversiteit van het Schildmeer laag.

In perioden van droogte wordt er gebiedsvreemd water aangevoerd. Analyses van stikstof en fosfaatgehalten (paragraaf 4.3, Figuren 7 en 8) lieten zien dat de zomergemiddelde totaal fosfaatgehalten in het Slochterdiep, maar vooral in het Winschoterdiep een stuk hoger zijn dan de gehalten in het boezemgebied. Aanvoer van dit water leidt tot een toename van het fosfaatgehalte, waardoor de ecologische kwaliteit van de boezem mogelijk achteruit gaat.

Op 9 en 10 augustus 2004 is de waterdiepte van de hoofdkanalen van Duurswold gepeild (WHA). Bij het huidige zomerpeil (1.05 - 1.00 m – NAP) varieerde de waterdiepte in de kanalen van minimaal 1.1 m (Scharmer Ae) tot meer dan 2 m (Tabel 9). Bij dit huidige peilregime vormt alleen de waterdiepte van de Scharmer Ae een probleem met betrekking tot de gewenste waterdiepte van minimaal 1.2 m.

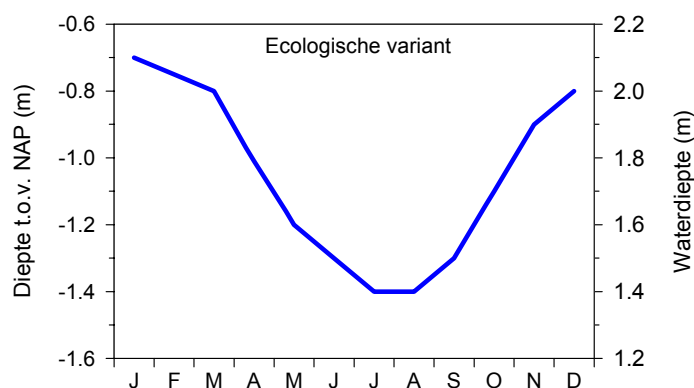
Tabel 9 Waterdiepte hoofdkanalen Duurswold gepeild op 9 en 10 augustus 2004 bij een zomerpeil van 1.00 –NAP. (Bron Waterschap Hunze en Aa's)

Kanaal	Minimum diepte (m)	Maximum diepte (m)
Afwateringskanaal Duurswold (Schildmeer – Delfzijl)	2.0	-
Groeve Zuid (Schildmeer – Eemskanaal)	1.5	2.0
Afwateringskanaal Duurswold (Schildmeer –Schaaphok)	1.5	2.0 - > 2.0
Slochterdiep	1.2 - 1.5	1.5 - 2.0
Scharmer Ae	1.1 – 1.5	1.5 – 2.0

8.4 Ecologische variant

Scenario

In de ecologische variant is sprake van een semi-natuurlijk peilbeheer. De peilen worden zoveel mogelijk bepaald door de natuurlijke aan- en afvoer en zijn dus 's winters hoger dan 's zomers (Figuur 19). Cruciaal in dit scenario is een zomerpeil met een waterdiepte van ten hoogste 1.5 m, maar liever nog 1.4 m (zie Figuur 16) en dus een peil van 1.4 m – NAP, om de ontwikkeling van waterplanten te stimuleren. De hoogte van het winterpeil onder natuurlijke omstandigheden is niet bekend. Hoe hoger het winterpeil kan oplopen hoe breder de oeverzone kan worden.



Figuur 19 Peil en waterdiepte per maand in de Ecologische variant.

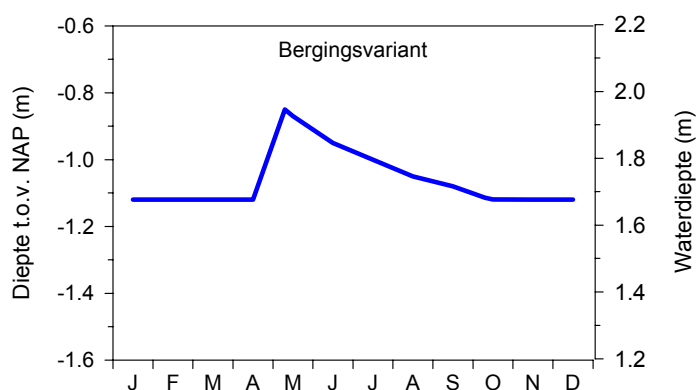
Ecologische gevolgen

Mits de taluds aan de noordzijde van het Schildmeer worden verflauwd zal een meer natuurlijke peilfluctuatatie leiden tot een verbreding van de rietzone en een verhoging van de diversiteit van de oevervegetatie. Het lagere peil vanaf maart moet de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten stimuleren. Hierdoor nemen structuur en habitatdiversiteit toe wat zal leiden tot een soortenrijkere, meer evenwichtig opgebouwde visstand.

De verbeterde ontwikkeling van waterplanten en de grotere aanvoer van zuurstof naar de waterbodem zullen nitrificatie-denitrificatie processen stimuleren en zo voor een afname van het stikstofgehalte in de waterlaag zorgen. Een verminderde hoeveelheid stikstof (en fosfaat, via opname door waterplanten) verslechtert de concurrentiepositie van algen ten gunste van de waterplanten (want die kunnen eventueel nog nutriënten opnemen uit de waterbodem).

Verder hoeft er, ten opzichte van de nulvariant, in de ecologische variant minder gebiedsvreemd water ingelaten te worden omdat het peil in de zomer verder uit mag zakken. Dit zorgt voor een verminderde toevoer van externe fosfaten en dus voor een verminderde interne eutrofiëring.

Een nadeel van deze variant is echter de waterdiepte gedurende de zomermaanden. Het zomerpeil zakt tot maximaal 40 cm onder het huidige zomerpeil, waardoor de waterdiepte met uitzondering van het Afwateringskanaal Duurswold (Schildmeer - Delfzijl) onder de gewenste vaardiepte van 1.2 m komt te liggen (Tabel 9)



Figuur 20

Peil en waterdiepte per maand in de Bergingsvariant.

8.5 Bergingsvariant

Scenario

In deze situatie wordt het winterpeil gehandhaafd op het bestaande winterpeilniveau (1.12 m -NAP). Het zomerpeil wordt in mei 20 cm opgezet (tot 0.85 - 0.80 m -NAP) door middel van toevoer van gebiedseigen water. Daarna mag het peil over het seizoen uitzakken tot het huidige zomerpeilniveau (1.05 - 1.00 m -NAP). In dit scenario wordt de aanvoer van gebiedsvreemd water dus ook verminderd (Figuur 20).

Ecologische gevolgen

Ten opzichte van het huidige peilbeheer is het peil minder vast, waardoor oevererosie minder de kans krijgt. Door de marge van 20 cm (20 cm opzet t.o.v. ZP) wordt het mogelijk om water te conserveren, en hoeft er dus tijdens droge periodes in de zomer minder (fosfaatrijk) gebiedsvreemd water ingelaten te worden (vermindering interne eutrofiëring).

Het regime in het zomerhalfjaar kan leiden tot een verbreding van de oeverzone en een vergroting van de diversiteit van de oeervervegetatie. Hiertoe zou de peilopzet bij voorkeur vroeg in het voorjaar plaats moeten vinden. Een positief effect op roofvis is te verwachten.

Een nadeel van deze peilopzet in april - mei echter, is de vergroting van de waterdiepte ten opzichte van het huidige peilbeheer (20 cm). Hierdoor verslechteren de mogelijkheden voor groei van ondergedoken waterplanten. Vegetatieminnende vissen als Kleine modderkruiper, Ruisvoorn en Zeelt krijgen zo, bij gebrek aan habitat, weinig geen kans.

Wel zal de kans op windgeïnduceerde opwerveling van bodemdeeltjes ten opzichte van de huidige situatie verminderen door de grotere waterdiepte. Voor driehoeksmosselen is de vergroting van de waterdiepte eveneens voordelig, met het oog op een grotere demping van temperatuurschommelingen (stimulatie voortplantingscapaciteit).

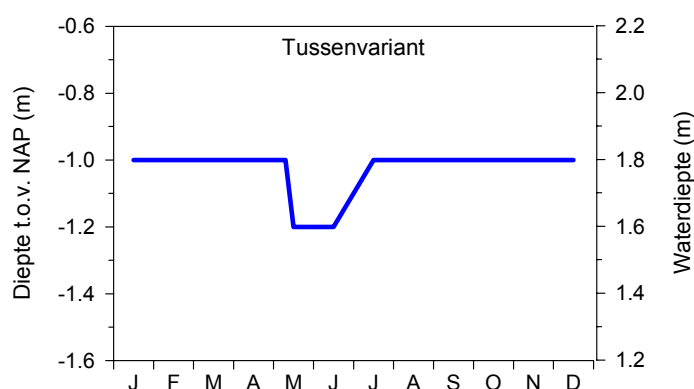
Door de peilopzet in de zomer vergroot de waterdiepte maximaal 20 cm. Deze opzet is echter van tijdelijke aard waardoor enkel voor een korte periode de gewenste vaardiepte van 1.2 m ook in de Scharmer Ae wordt gehaald. Dit is bij het huidige peilregime niet het geval is. De waterdiepte op de andere locaties (Tabel 9) vormen geen probleem.

Ook in dit scenario geldt dat het succes van peilverandering mede wordt bepaald door het profiel van de oevers. Flauwere taluds bieden meer mogelijkheid tot de ontwikkeling van breder oeverzones (Hoofdstuk 2, Figuur 3). Door het afwisselend droogvallen en onderlopen van oeverzones krijgen echte moerassoorten daar de mogelijkheid om tot ontwikkeling te komen, wat leidt tot een diversere oeervervegetatie. In situaties met steile oevers zijn vooral ruigtekruiden aanwezig.

8.6 Tussenvariant

Scenario

In de tussenvariant is een winterse peilsteiging van 12 cm tot 1.0 m –NAP voorzien. In het voorjaar (mei) wordt het peil dan verlaagd tot 1.2 m –NAP om de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten te stimuleren. Vervolgens wordt het peil weer opgezet tot 1.0 m –NAP (WP) met het oog op een gewenste vaardiepte van 1.2 m (Figuur 21).



Figuur 21 Peil en waterdiepte per maand in de Tussenvariant.

Ecologische gevolgen

In dit scenario is rekening gehouden met ecologische en recreatieve belangen. De sterkere peilfluctuatie door het jaar heen vermindert het optreden van oevererosie. Het semi-natuurlijke peilregime ('s winters tijdelijk hoog, 's zomers tijdelijk laag) heeft een positieve uitwerking op de breedte en soortenrijkdom van de oevervegetatie, mits het talud langs de noordzijde van het meer verflauwd wordt. De peilverlaging in het voorjaar moet de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten stimuleren, maar valt in deze uitwerking wat te vroeg bij de huidige doorzichten in mei en juni (zie Figuur 16). Uitbreiding van het areaal aan waterplanten vormt ook een stimulans voor roofvis en vegetatieminnende vis. De in dit scenario voorspelde verbeterde ontwikkeling van zowel oever- als watervegetatie zal verder leiden tot een verhoogde diversiteit van de macrofaunagemeenschap.

Een nadeel van dit scenario is de noodzaak om water aan te voeren voor de peilopzet vanaf juni. Water uit het Slochter- en Winschoterdiep bevat hogere fosfaatconcentraties en aanvoer van dit type water zal een negatieve invloed hebben op de waterkwaliteit in het Schildmeer en kanalsysteem van Duurswold (zie ecologische gevolgen Bergingsvariant).

Een tweede nadeel van deze variant is de daling van het peil ten opzichte van het huidige zomerpeil. Het peil zakt in hier de zomer tot 20 cm verder uit. In dit geval zullen zich in het Slochterdiep en de Scharmer Ae (plaatselijk) problemen voordoen met betrekking tot de gewenste waterdiepte van 1.2 m.

8.7 Marges en onzekerheden

Of het lichtklimaat in de huidige situatie de enige factor is die de vestiging van ondergedoken waterplanten verhindert is niet met zekerheid bekend. Een mogelijke andere factor is de ongeschiktheid van het substraat. Het waterbodemonderzoek van De Vries (2005) liet zien dat grote delen van het Schildmeer bedekt zijn met schelpen. Vooral in de ondiepere delen in het noorden (De Groeve) zijn de schelpendichtheden relatief hoog. Deze lagen van schelpen kunnen de ontwikkeling van waterplanten bemoeilijken.

Het achtergronddoorzicht in het oostelijk deel van het Schildmeer wordt vooral bepaald door opgewervelde bodemdeeltjes als gevolg van windgeïnduceerde resuspensie. In dit deel van het meer komt de ontwikkeling van ondergedoken watervegetatie alleen op gang in het beschutte haventje bij Steendam. Hier groeien in de zomer wel veel ondergedoken waterplanten, wat suggereert dat de troebelheid door windgeïnduceerde resuspensie buiten dit haventje inderdaad de beperkende factor is voor de vestiging en groei van waterplanten.

Uit de berekening van de maximale kolonisatiediepte voor ondergedoken waterplanten kwam naar voren dat deze diepte voor het Schildmeer ongeveer 1.5 is, wanneer er gerekend wordt met 10% licht op de bodem (zie Hoofdstuk 7). In de ecologische variant valt het gehele meer in de zomer binnen deze grens van 1.5 m. Voor de andere varianten valt alleen een meer of minder smalle zone langs de oever binnen deze grens. Het is denkbaar dat de vegetatie zich, vanuit deze ondiepere zone langs de oever, naar de diepere delen van het meer uitbreidt door omdat het achtergronddoorzicht verbeterd als gevolg van de vermindering van opgewervelde bodemdeeltjes door de aanwezigheid van waterplanten (verminderde resuspensie en stimulatie van sedimentatie).

De peilscenario's zoals beschreven in dit rapport zijn vrij strak. Dat wil zeggen dat er weinig marge binnen de scenario's bestaat. Dit wordt veroorzaakt door de verschillende functies van het Schildmeer en belangen die daarmee gemoeid zijn. Een verschuiving van de periode van peilverlaging van mei – juli naar april – juni (zoals bij de tussenvariant) zou voordelig zijn voor de (vaar)recreatie, maar door de relatief hoge troebelheid van het water in april zal dit waarschijnlijk niet leiden tot het herstel van de ondergedoken watervegetatie (natuurfunctie). Door deze troebelheid dringt er namelijk toch niet genoeg licht door tot op de bodem van het meer (zie figuur 16).

9 Conclusies en aanbevelingen

9.1 Conclusies

Ecologisch functioneren

De grootste twee knelpunten in de huidige ecologische toestand van het Schildmeer zijn de afwezigheid van een goed ontwikkelde water- en oevervegetatie en de éénzijdige opbouw van de visstand. In het streefbeeld voor het meer, gebaseerd op het Maximale en Goede Ecologische Potentieel (MEP/GEP), is het meer voor een groot deel begroeid met ondergedoken waterplanten en bezit het brede, vitale oeverzones.

Uit literatuuronderzoek blijkt dat in relatief ondiepe aquatische ecosystemen, zoals het Schildmeer, het *peilregime* en de *waterdiepte* de belangrijkste sturende factoren zijn voor de ontwikkeling van water- en oevervegetatie. Via de vegetatie spelen deze factoren ook een belangrijke rol op de rest van het aquatische voedselweb.

Van de vier onderzochte varianten is de **ecologische variant** het meest gunstig voor het ecologisch functioneren (Tabel 10). De **tussenvariant** scoort positief ten opzichte van de huidige situatie, omdat deze, door een peilverlaging in het voorjaar, een grotere kans geeft op ondergedoken waterplanten en, door een grotere peilfluctuatie, de ontwikkeling van een oeverzone stimuleert. De **bergingsvariant** scoort iets minder positief ten opzichte van de nulvariant, omdat alleen de oevervegetatie zal profiteren.

De vier varianten zijn ook beoordeeld aan de hand van twee neveneffecten, de vaardiepte in het kanalsysteem en de mate van besparing op de toevoer van gebiedsvreemd water (Tabel 10). Door de meer of minder langdurige peilverlaging in het zomerhalfjaar scoren de **ecologische variant** en **tussenvariant** relatief slecht op het criterium vaardiepte. Door het deels door natuurlijke aan- en afvoer bepaalde peil in de ecologische variant scoort deze positief wat betreft besparing wateraanvoer. Door de toegelaten marge in de **bergingsvariant** (het peil wordt in het voorjaar opgezet met gebiedseigen water en mag in de loop van de zomer wat verder uitzakken) levert ook deze variant een besparing op ten opzichte van de nulvariant.

Tabel 10 Samenvatting beoordeling vier peilscenario's op basis van de criteria: Ecologie van het Schildmeer, Vaardiepte kanalsysteem, Besparing op de toevoer van gebiedsvreemd water.

Scenario	Hoofdeffect ^a	Neveneffecten ^a	
	Ecologie Schildmeer	Vaardiepte kanalsysteem	Besparing watertoevoer
Nulvariant	0	0	0
Ecologische variant	+++	--	++
Bergingsvariant	+	0 ^b	+
Tussenvariant	++	-	0

0 = Geen effect; -- = Negatief effect; + = Positief effect; Aantal tekens representeert de mate van het effect.

^a De nadruk in dit rapport ligt op de effecten van peilverandering op de *ecologie van het Schildmeer* en in die zin worden *Vaardiepte* en *Besparing op de watertoevoer* gezien als neveneffecten. Voor de vorming van het eindoordeel weegt het criterium *Ecologie Schildmeer* dan ook het zwaarst mee.

^b Kortstondige vergroting van de waterdiepte.

Gewenste peilbeheer

Schildmeer

Vanuit ecologisch oogpunt is het gewenste peilbeheer het best beschreven in de **Ecologische variant**. Hierbij is het peilbeheer het meest natuurlijk, met hoge winterstanden en een lager peil in de zomer. Een waterdiepte van niet meer dan 1.5 m (maar liever 1.4 m) gedurende de zomer is van groot belang voor de ontwikkeling van de ondergedoken watervegetatie. In dit scenario kan, in vergelijking met de andere scenario's, ook het meeste gebiedseigen water vastgehouden, waardoor er minder aanvoer van gebiedsvreemd water nodig is.

De ecologische effecten voorzien in de ecologische variant zullen echter pas echt goed tot uiting komen wanneer de peilverandering gepaard gaat met een verflauwing van de oevertaluds aan de noordzijde van het Schildmeer. Met het huidige, steile profiel van de oevers zal het effect van peilverandering op de uitbreiding van de oevervegetatie klein zijn.

Kanalensysteem van Duurswold

Het gewenste peilregime in het kanalensysteem hebben we laten bepalen door de ecologische kwaliteit van het Schildmeer, met als randvoorwaarde de gewenste vaardiepte van 1.2 m. De reden is dat van het gehele boezemgebied alleen het Schildmeer een natuurfunctie heeft. In de **ecologische variant** die voor de ecologie van het Schildmeer het meest gunstig is, wordt de gewenste vaardiepte van 1.2 m op verschillende plaatsen niet meer gehaald (maar dat is deels ook het geval in de huidige situatie). Een voordeel van deze variant voor het kanalensysteem van Duurswold is de relatief grote besparing op het aan te voeren, gebiedsvreemde water (Tabel 10). Daarnaast verwachten wij een uitstralend, positief effect naar de kanalen, van een verbetering van de ecologische toestand van het Schildmeer, met name voor vis.

Is er een verandering van het huidige peilbeheer nodig?

Gelet op de doelstellingen omschreven in het MEP/GEP is er voor de boezem van Duurswold een natuurlijker peilbeheer gewenst met in ieder geval een groter peilverschil. Hogere winterstanden en lagere waterpeilen gedurende de zomer bevorderen de ontwikkeling van oever- en watervegetatie, wat leidt tot een verhoging van de macrofaunadiversiteit en een ecologische verbetering van de visstand.

Gevoeligheidsanalyse en effect op ecologische doelstellingen?

De kans op een succesvolle ontwikkeling van ondergedoken watervegetatie hangt sterk samen met de waterdiepte (Figuur 16). Uit de analyse van het ecologische functioneren van het meer is gebleken dat de waterdiepte in het voorjaar waarschijnlijk van cruciaal belang is voor de aanwezigheid van ondergedoken waterplanten gedurende de rest van de zomermaanden (paragraaf 4.8). Bij de **ecologische variant** is de kans het grootst dat ondergedoken waterplanten zich kunnen gaan ontwikkelen. In de **tussenvariant** is deze kans kleiner maar hoger dan in de **bergingsvariant** en **nulvariant**.

Gebruik van gebiedseigen versus gebiedsvreemd water

Conservering van gebiedseigen water ten opzichte van de aanvoer van gebiedsvreemd water heeft de voorkeur, omdat hierdoor de externe belasting aan fosfaat op de boezem vermindert. Het is echter in alle vier de scenario's onmogelijk om alleen gebruik te maken van gebiedseigen water. Er zal dus altijd gebiedsvreemd water ingelaten moeten worden. De hoeveelheid hiervan hangt natuurlijk af van het toegestane laagste peilniveau. Wat de besparing op de aanvoer betreft zijn de varianten als volgt te rangschikken:

ecologische variant > bergingsvariant > tussenvariant = nulvariant.

9.2 Aanbevelingen

Vanuit ecologisch oogpunt is de **ecologische variant** in vergelijking met de andere in dit rapport beschreven scenario's, het beste alternatief voor een nieuw peilbeheer. Bij de uitvoering van dit peilbeheer wordt de ecologische kwaliteit van het Schildmeer positief beïnvloed en het gebruik van gebiedsvreemd water vermindert. Wel zal bij de ecologische variant in verschillende (hoofd)kanalen van de boezem de vaardiepte minder worden dan de gewenste (1.2 m). Dit is in de huidige situatie voor enkele kanalen plaatselijk ook al het geval. Dit probleem van locale ondieptes zou opgelost kunnen worden door te baggeren.

Een meer flexibel peil heeft alleen een positief effect op de ontwikkeling van een bredere, soortenrijkere oevervegetatie, wanneer de hellingshoek van de oevers onder water verflauwd worden. Bij de steile oevers in de huidige situatie zal een beperkte peilfluctuatie niet of nauwelijks leiden tot een verbreding van de oeverzone. Door afwisselende droogval en overstroming (met minimaal zes weken inundatie) wordt de ontwikkeling van echte moerasplanten gestimuleerd, wat zorgt voor een soortenrijkere oevervegetatie.

Om de juiste oorzaak aan te kunnen geven voor de afwezigheid van ondergedoken waterplanten in het Schildmeer (lichtklimaat, bodemaard, schelpen, Brasem) is nader onderzoek nodig.

Wanneer blijkt dat het lichtklimaat een beperkende factor is voor de ontwikkeling van ondergedoken watervegetatie, zouden maatregelen overwogen kunnen worden om de effecten van opgewervelde bodemdeeltjes plaatselijk in het meer te verminderen. Gedacht kan worden aan het creeëren van landtongen die de strijklengte onderbreken en waar achter luwe zones ontstaan waar bodemdeeltjes sedimenteren.

Literatuur

- Berg GJ, Bijkerk R, Bultstra CA & Duijts OWM 2004 Biologische monitoring Waterschap Hunze en Aa's. Ecologisch onderzoek van vennen, plassen en kanalen in deelgebied Noord, meetjaar 2003. Rapport 2004-41, Koeman en Bijkerk bv, Haren. 175 pp. In opdracht van Waterschap Hunze en Aa's.
- Bijkerk R & Berg GJ 2005 Zicht in meren. Een ecologisch statusrapport van de vier meren in het beheergebied van het Waterschap Hunze en Aa's. Rapport 2004-118, Koeman en Bijkerk bv, Haren. 93 pp. In opdracht van Waterschap Hunze en Aa's.
- Bijkerk R, Berg GJ, Van Veldhuizen SMJ, De Keijzer-de Haan AL 2004a. Biologische monitoring Waterschap Hunze en Aa's. Ecologisch onderzoek Schildmeer, meetjaar 2003. Rapport 2004-014. Koeman en Bijkerk bv, Haren. 67 pp.
- Bijkerk R, Van Veldhuizen SMJ, Berg GJ 2004b. Biologische monitoring Waterschap Hunze en Aa's. Ecologisch onderzoek Zuidlaardermeer, meetjaar 2003. Rapport 2004-13. Koeman en Bijkerk bv, Haren. 72 pp.
- Brammer E 1979. Exclusion of phytoplankton in the proximity of dominant water soldier (*Stratiotes aloides*). *Freshwater Biology* 9: 233-249.
- Krekels RFM & D Heijkers 2003. De Doorbraak. Streefbeeld en inrichting. Natuurbalans Divergens BV, Nijmegen. 53 pp.
- Coops H (red.) (2002) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht. RIZA rapport 2002.040, RIKZ rapport 2002.041, DWW rapport 2002-053. RIZA, Lelystad.
- Coops H & Van Vliet K 2002. Hydrologische aspecten van peildynamiek. In: Coops H (red.) (2002) *Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht*. RIZA rapport 2002.040, RIKZ rapport 2002.041, DWW rapport 2002-053. RIZA, Lelystad. p 13-26.
- Coops H, Van den Brink FWB, Van der Velde G 1996. Growth and morphological responses of four helophyte species in an experimental water-depth gradient. *Aquatic Botany* 54: 11-24.
- Coops H 1996. Helophyte zonation: impact of water depth and wave exposure. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.
- CUWVO (1980) Ontwikkeling van grenswaarden voor doorzicht, chlorophyl, fosfaat en stikstof. Coördinatie-commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren, werkgroep VI.
- De Jong TH 2001. Groene glazenmaker en Krabbescheer. *Natura* 98: 104-109.
- De Jong TH 2000. Soortenbeschermingsplan voor Krabbescheer en Groene glazenmaker. Bureau Viridis, Utrecht.
- De Jong TH 1999. De Groene glazenmaker in de provincie Utrecht. *Brachytron* 3: 11-17.
- De Leeuw JJ 1997. Demanding divers. Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Van Zee tot Land 61. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- Den Boer T 2000. Beschermingsplan moerasvogels 2000-2004. Directie Natuurbeheer Rapport 47. 175 pp.
- De Vries S 2005. Schildmeer en de Groeve-Zuid. Verkennend waterbodemonderzoek. Medusa rapport 2005-P-069. pp. 29.
- Geene R 1989. Biotoopvoorkeur van de Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*). In: Ellis WN (red) *Insectenfauna en Natuurbeheer. Wetenschappelijke Mededelingen KNNV* 192. KNNV Uitgeverij, Utrecht. p 55-61.
- Gerlach G 2004. Rapport visserijkundig onderzoek Schildmeer bij Steendam. In opdracht van de Hengelsportfederatie Groningen-Drenthe. VO 5045-04/2004. pp. 35.
- Hidding L., K. Beukema, H. Jansema. 1999. Strategisch Groenproject. Herinrichting Midden Groningen. Plan. 52 pp.
- Higler LWG 1977. Macrofauna-cenoses on *Stratiotes* plants in Dutch broads. Proefschrift Universiteit van Amsterdam.

- Jaarsma NG, Verdonchot PFM 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 10, Regionale kanalen. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport EC-LNV nr. AS-10. Alterra, Wageningen. 60 pp.
- Jasser I 1995. The influence of macrophytes on a phytoplankton community in experimental conditions. *Hydrobiologia* 306: 21-32.
- Jongman M 2003. Vegetatiekartering oeverlanden Schildmeer 2002. Rapportnummer EGG-mj 439-1. EGG consult Jongman ecologisch advies, Groningen. In opdracht van SBB, regio Groningen-Drenthe. 51 pp.
- Ketelaar R, Van de Wetering B 2000. Herstelplan Groene glazenmaker in Groningen.
- Klinge M, Grimm MP 1996. Nader onderzoek naar het functioneren van het Schildmeer. Witteveen+Bos, Deventer. 24 pp.
- Klinge M, Grimm MP 1995. Onderzoek naar het ecologisch functioneren van het Schildmeer en de mogelijkheden om dit te verbeteren. Witteveen+Bos, Deventer. 26 pp.
- Lenssen JPM, Menting FBJ, Van der Putten WH, Blom CWPM 1999. Soortenrijk rietmoeras vereist natuurlijk fluctuerend waterpeil. *De Levende Natuur* 100: 131-135.
- Moss B 1980. Ecology of fresh waters. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 332 pp.
- Mulderij G 2006. Chemical warfare in freshwater. Allelopathic effects of macrophytes on phytoplankton. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen. 289 pp.
- Mulderij G, Mooij WM, Smolders AJP, Van Donk E 2005. Inhibition of phytoplankton by allelopathic substances of *Stratiotes aloides*. *Aquatic Botany* 82: 284-296.
- Ministerie van Landbouw en Visserij 1977. Visserijkundig onderzoek Schildmeer 1975. Ministerie van Landbouw en Visserij, Directie Noord, Groningen.
- Ministerie van Landbouw en Visserij 1973. Visserijkundig onderzoek in het Schildmeer en het Leekstermeer in 1972. Ministerie van Landbouw en Visserij. Directie van de visserijen, Utrecht.
- Nijboer RC 2004. Een expertsysteem voor de keuze van hydrologische maatregelen: I Literatuurstudie naar hydrologische maatregelen en de effecten op sloot- en beekecosystemen. Rapport 1066, Alterra, Wageningen
- Noordhuis R, Zwarts L 2002. Invloed van het peil op biodiversiteit en natuurwaarde. In: Coops H (red.) (2002) *Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht*. RIZA rapport 2002.040, RIKZ rapport 2002.041, DWW rapport 2002-053. RIZA, Lelystad. p 41-60.
- Phillips G 2006. Derivation of chlorophyll-a boundaries based on changes to maximum depth distribution of submerged macrophytes. In: Van den Berg MS (ed) Good-Moderate boundary setting procedure. Annex C to Milestone 6 Report, September version, lake GIGs, Institute of Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission, Ispra. pp 16-23.
- PIH 2005. Handreiking MEP/GEP. Handreiking voor het vaststellen van status, ecologische doelstellingen en bijpassende maatregelenpakketten voor niet-natuurlijke wateren. RIZA rapport 2006.002/STOWA-rapport 2006-02, Projectgroep Implementatie Handreiking, RIZA, Lelystad.
- Pot R 2003. Veldgids water- en oeverplanten; KNNV-Uitgeverij/Stowa, Utrecht.
- Provincie Groningen 2000. Provinciaal Omgevingsplan. Koersen op Karakter. 126 pp.
- Roelofs JGM 1991. Vegetation under chemical stress: effects of acidification, eutrophication and alkalisation. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Scheffer M 1998. Ecology of Shallow Lakes. Chapman & Hall, London.
- Smolders AJP, Lamers LPM, Den Hartog C, Roelofs, JGM 2003. Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia* 506: 603-610.
- Smolders AJP, Roelofs JGM, Den Hartog C 1996. Possible causes for the Water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in The Netherlands. *Archiv für Hydrobiologie* 136: 327-342.
- Smolders AJP, Roelofs JGM 1993. Sulphate mediated iron limitation and eutrophication in aquatic ecosystems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.
- STOWA 1994. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton. Rapport 94-1, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht. 77 pp.

- Van den Berg MS, Portielje R 2002. Peilbeheer: interacties met de voedselketen en waterkwaliteit. *In: Coops H (red.) (2002) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht*. RIZA rapport 2002.040, RIKZ rapport 2002.041, DWW rapport 2002-053. RIZA, Lelystad. p 27-40.
- Van den Berg MS, Coops H, Noordhuis R, Van Schie J, Simons J 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara* dominated lakes. *Hydrobiologia* 342/343: 143-150.
- Van Donk E, Van de Bund W 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquat. Bot.* 72: 261-274.
- Van Hardeveld HA, van Schaik FH, Kramer FAA, Oomen E & Dijkstra M (2003) Peilbeheer in veenweidegebied. Een literatuurstudie. Versie 4. Hoogheemraadschap van Rijnland, Leiden.
- Vermaat J 2002. Ecologische effecten van peilbeheer in meren en plassen: ontwikkeling van oever- en moerasvegetatie. *In: Coops H (red.) (2002) Ecologische effecten van peilbeheer: een kennisoverzicht*. RIZA rapport 2002.040, RIKZ rapport 2002.041, DWW rapport 2002-053. RIZA, Lelystad. p 80-102.
- Wallsten M, Forsgren PO, 1989. The effects of increased water level on aquatic macrophytes. *Journal of aquatic plant management* 27: 32-37.
- Weeda EJ, Westra Ch, Westra W 1991. Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties 4. IVN, Amsterdam i.s.m. VARA omroepvereniging, VEWIN en de KNNV Uitgeverij 317 pp.
- Wienk D, Verhoeven JTA, Coops H & Portielje R (2000) Peilbeheer en nutriënten. Literatuurstudie naar de effecten van peildynamiek op de nutriëntenhuishouding van watersystemen. RIZA rapport 2000.012. RIZA, Lelystad.

Bijlage I Lijst van analyses uitgevoerd aan monsters van het Schildmeer en het kanalsysteem.

Parameter	Eenheid	Woudbloem	Schildmeer	Farmsum
1,1,1-trichloorethaan	ug/l			x
1,1,2-trichloorethaan	ug/l			x
1,1-dichloorethaan	ug/l			x
1,2,4-trichloorbenzeen	ug/l			x
1,2-dichloorethaan	ug/l			x
1,2-dichloorpropaan	ug/l			x
1,2-xyleen	ug/l			x
2-(1,1-dimethylethyl)-4,6-dinitrofenol	ug/l			x
2-(1-methyl-n-propyl)-4,6-dinitrofenol	ug/l			x
2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyl	ug/l			x
2,2',3,4,4',5,5'-hexabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',3,4,4',5,5'-hexachloorbifenyl	ug/l			x
2,2',3,4,4',5-Pentabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',4,4',5,5'-Hexabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyl	ug/l			x
2,2',4,4',5,6'-Hexabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',4,4',5-Pentabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',4,4',6-Pentabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',4,4'-tetrabroomdiphenylether	mg/kg			x
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyl	ug/l			x
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyl	ug/l			x
2,3,4,5-tetrachloorfenol	ug/l			x
2,3,4-trichloorfenol	ug/l			x
2,3,5-trichloorfenol	ug/l			x
2,3,6-trichloorfenol	ug/l			x
2,3-dichloorfenol	ug/l			x
2,4,4'-tribroomdiphenylether	mg/kg			x
2,4,4'-trichloorbifenyl	ug/l			x
2,4,5-trichloorfenol	ug/l			x
2,4,5-trichloorfenoxyzijnzuur	ug/l			x
2,4,5-trichloorfenoxypionzuur	ug/l			x
2,4,6-trichloorfenol	ug/l			x
2,4'-dichloordifenyldichloorethaan	ug/l			x
2,4'-dichloordifenyldichlooretheen	ug/l			x
2,4'-dichloordifenytrichloorethaan	ug/l			x
2,4-dichloorfenoxyzijnzuur	ug/l			x
2,4-dichloorfenoxyboterzuur	ug/l			x
2,4-dichloorfenoxypionzuur	ug/l			x
2,4-dimethylfenol	ug/l			x
2,6-dichloorfenol	ug/l			x
2-chloorfenol	ug/l			x
2-methyl-4,6-dinitrofenol	ug/l			x
2-methyl-4-chloorfenoxyzijnzuur	ug/l			x
2-methyl-4-chloorfenoxyboterzuur	ug/l	x		x
2-methyl-4-chloorfenoxypionzuur	ug/l	x		x
2-nitrofenol	ug/l			x
3,4,5-trichloorfenol	ug/l			x
3,4-dichloorfenol	ug/l			x
3,5-dichloorfenol	ug/l			x
3-chloorfenol	ug/l			x
4,4'-dichloordifenyldichloorethaan	ug/l			x
4,4'-dichloordifenyldichlooretheen	ug/l			x
4,4'-dichloordifenytrichloorethaan	ug/l			x
4-chloor-3-methylfenol	ug/l			x
4-chloorfenol	ug/l			x
4-nitrofenol	ug/l			x
Abamectine	ug/l			x
Acenafteen	ug/l			x
Acenaflyleen	ug/l			x
Alachloor	ug/l			x
Aldicarb	ug/l	x		x
Aldrin	ug/l			x

Parameter	Eenheid	Woudbloem	Schildmeer	Farmsum
Alfa-endosulfan	ug/l			x
Alfa-hexachloorcyclohexaan	ug/l			x
Aluminium	ug/l	x	x	x
Amino-methyl-fosfonzuur	ug/l	x		x
Ammoniak	mg/l	x	x	x
Ammonium	mg/l	x	x	x
Anthraceen	ug/l			x
Arseen	ug/l		x	x
Atrazine	ug/l			x
Bentazon	ug/l	x		x
Benzeen	ug/l			x
Benzo(a)antraceen	ug/l			x
Benzo(a)pyreen	ug/l			x
Benzo(b)fluorantheen	ug/l			x
Benzo(ghi)peryleen	ug/l			x
Benzo(k)fluorantheen	ug/l			x
Beta-endosulfan	ug/l			x
Beta-hexachloorcyclohexaan	ug/l			x
Bicarbonaat	mg/l	x	x	x
Bifenox	ug/l	x		x
Biochemisch zuurstofverbruik over 5 dagen	mg/l	x	x	x
Bitertanol	ug/l			x
Bromacil	ug/l			x
Bromoxynil	ug/l			x
Cadmium	ug/l		x	x
Calcium	mg/l	x	x	x
Carbendazim	ug/l			x
Carbetamide	ug/l	x		x
Carbofuran	ug/l			x
Chemisch zuurstofverbruik	mg/l		x	x
Chloorbromuron	ug/l			x
Chloorfeninfos	ug/l			x
Chloormequat	ug/l	x		x
Chlooroxuron	ug/l			x
Chloorprofam	ug/l	x		x
Chloorpyrifos	ug/l	x		x
Chloortoluron	ug/l			x
Chloridazon	ug/l	x		x
Chloride	mg/l	x	x	x
Chlorofyl-a	ug/l	x	x	x
Chloroxynil	ug/l			x
Cholinesteraseremmer	ug/l			x
Chroom	ug/l		x	x
Chryseen	ug/l			x
Cis-1,2-dichlooretheen	ug/l			x
Cis-heptachloorepoxide	ug/l			x
Clodinafop-propargyl	ug/l	x		x
Cloquintoceet-methyl	ug/l	x		x
Cobalt	ug/l		x	x
Debiet	m3		x	
Delta-methrin	ug/l			x
Diazinon	ug/l			x
Dibenzo(a,h)antraceen	ug/l			x
Dibutyltin	mg/kg of			x
Dichloormethaan	ug/l			x
Dichloorprop	ug/l			x
Dichloran	ug/l			x
Dicyclohexyltin	mg/kg of			x
Dieldrin	ug/l			x
Diethyltoluamide	ug/l			x
Difenylnit	mg/kg of			x
Diffubenzuron	ug/l			x
Dimethoat	ug/l	x		x
Dimethyl-dichloorvinylfosfaat	ug/l			x
Diuron	ug/l			x
Dodine	ug/l			x
Doorzicht	cm	x	x	x
Endosulfansulfaat	ug/l			x

Parameter	Eenheid	Woudbloem	Schildmeer	Farmsum
Endrin	ug/l			x
Ethofumesate	ug/l			x
Ethoprofos	ug/l	x		x
Ethylbenzeen	ug/l			x
Ethyleenthioureum	ug/l	x		x
Ethylparathion	ug/l	x		x
Fenanthreen	ug/l			x
Fenitrothion	ug/l			x
Fenol	ug/l			x
Fenthion	ug/l			x
Fenuron	ug/l			x
Fenvaleraat	ug/l			x
Feofytine a	% of ug/l	x	x	x
Fluazinaam	ug/l			x
Fluorantheen	ug/l			x
Fluoreen	ug/l			x
Fluoride	mg/l		x	x
Fluroxypyr	ug/l	x		x
Flutolanil	ug/l			x
Fosfaat	mg/l	x	x	x
Fosfamidon	ug/l			x
Gamma-hexachloorcyclohexaan	ug/l			x
Geleidendheid	mS/m	x	x	x
Geur	DIMSLS	x	x	x
Glyfosaat	ug/l	x		x
HALOXFP	ug/l	x		x
Haloxyp-p-methyl	ug/l	x		x
Helderheid	DIMSLS	x	x	x
Heptachloor	ug/l			x
Heptachloorepoxide	ug/l			x
Heptenofos	ug/l			x
Hexachloorbenzeen	ug/l			x
Hexachloorbutadien	ug/l			x
Hexachloorethaan	ug/l			x
HTI	ug/l			x
IJzer	mg/l	x	x	x
Imazalil	ug/l			x
Imidacloprid	ug/l			x
Indeno(1,2,3-c,d)pyreen	ug/l			x
Ioxynil	ug/l			x
Iprodion	ug/l			x
Isodrin	ug/l			x
Isoproturon	ug/l	x		x
Kalium	mg/l	x	x	x
Kjeldahl stikstof	mg/l	x	x	x
Kleur	DIMSLS	x	x	x
Koper	ug/l		x	x
Kresoxim-methyl	ug/l	x		x
Kwik	ug/l			x
Linuron	ug/l			x
Lood	ug/l		x	x
Magnesium	mg/l	x	x	x
Malathion	ug/l			x
Mangaan	ug/l	x	x	x
Metamitron	ug/l			x
Metazachloor	ug/l	x		x
Methabenzthiazuron	ug/l			x
Methobromuron	ug/l			x
Methyl tolclofos	ug/l			x
Methylchlorpyrifos	ug/l			x
Methylparathion	ug/l	x		x
Metolachloor	ug/l			x
Metoxuron	ug/l			x
Metribuzine	ug/l	x		x
Metsulfuron	ug/l	x		x
Mevinfos	ug/l			x
Molybdeen	ug/l		x	x

Parameter	Eenheid	Woudbloem	Schildmeer	Farmsum
Monobutyltin	mg/kg			x
Monofenyltin	mg/kg			x
Monolinuron	ug/l	x		x
Naftaleen	ug/l			x
Natrium	mg/l	x	x	x
Nikkel	ug/l		x	x
Nitraat	mg/l	x	x	x
Nitriet	mg/l	x	x	x
Nonyl-fenol	ug/l			x
Nuairimol	ug/l			x
Octylfenol	ug/l	x		x
Olie	ug/l			x
Ortho-fosfaat	mg/l	x	x	x
Pencycuron	ug/l			x
Pentachloorfenol	ug/l			x
Percentage zuurstof	%	x	x	x
Pirimicarb	ug/l			x
Propachloor	ug/l			x
Propoxur	ug/l			x
Pyrazofos	ug/l	x		x
Pyreen	ug/l			x
Pyrimethanil	ug/l			x
Reuk	DIMSLS		x	x
Simazine	ug/l			x
Som 1,3-xyleen en 1,4-xyleen	ug/l			x
Som 10 PAKs leidraad VROM	ug/l			x
Som 16 PAKs EPA	ug/l			x
Som 2,3- en 2,4- en 2,5- en 2,6-dichloorfenol	ug/l			x
Som 2,3,4,6- en 2,3,5,6-tetrachloorfenol	ug/l			x
Som 2,4- en 2,5-dichloorfenol	ug/l			x
Som 6 PAKs Borneff	ug/l			x
Som a-endosulfan en a-endosulfaat	ug/l			x
Som dichloorpropanen	ug/l			x
Som organochloorpesticiden	ug/l			x
Som PCBnr 28, 52, 101, 138, 153, 180	ug/l			x
Som trichloorfenolen	ug/l			x
Som van Bis(2-ethylhexyl)-ftalaat en Di-n-octylftalaat	ug/l			x
Som vluchtige chloorkoolwaterstoffen	ug/l			x
Stikstof	mg/l	x	x	x
Stroomrichting	graad	x	x	x
Sulfaat	mg/l	x	x	x
Telodrin	ug/l			x
Temperatuur	oC	x	x	x
Terbutryne	ug/l			x
Tetrabutyltin	mg/kg			x
Tetrachlooretheen	ug/l			x
Tetrachloormethaan	ug/l			x
Thermotolerante Coli's	/100ml	x	x	x
Tolueen	ug/l			x
Totaal Coli's	/100ml	x		x
Trans-1,2-dichlooretheen	ug/l			x
Trans-heptachloorepoxide	ug/l			x
Triadimenol	ug/l			x
Triazofos	ug/l			x
Tributyltin	mg/kg			x
Trichlooretheen	ug/l			x
Trichloormethaan	ug/l			x
Tricyclohexyltin	mg/kg			x
Tricyclohexyltinhydroxyde	ug/l			x
Trifenylnit	mg/kg of			x
Trifloxystrobin	ug/l	x		x
Trifluraline	ug/l			x
Triflusuifuron-methyl	ug/l	x		x
Zink	ug/l		x	x
Zuurgraad	DIMSLS	x	x	x
Zuurstof	mg/l	x	x	x
Zwevende stof	mg/l		x	x