

# Nabehandeling van RWZI-effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem

Resultaten van een 4-jarig demonstratieproject op praktijkschaal op rwzi Eversteekoog, Texel  
1995-1999



**Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier**  
**Postbus 850, 1440 AW Purmerend**  
Drs. M. Schreijer  
Ing. R. Kampf

**Leerstoelgroep Landschapsecologie, disciplinegroep Geobiologie,**  
**Universiteit Utrecht, Postbus 800.84, 3508 TB Utrecht**  
Dr.J.T.A. Verhoeven  
Drs.S. Toet

Aan dit project is een bijdrage verleend door de volgende instellingen:

- Provincie Noord-Holland/Min. Verkeer en Waterstaat via REGIWA onder projectnummer A2-592-EUT93
- NOVEM met gelden uit de Stimuleringsregeling Milieutechnologie die gefinancierd wordt door de Ministeries van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer; Verkeer en Waterstaat; en Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Novem beheert deze regeling (Novem projectnr. 351240/1110)
- STOWA (Stichting toegepast onderzoek Waterbeheer) STOWA-rapportnummer: 2000-10
- RIZA (Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling). Rapportnr. 2000.006

ISBN-nr. 9036953014

*Uitgave als pdf-file voor op Internet, juli 2011  
afdeling Beleidsvoorbereiding en Kennismanagement  
Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier  
Purmerend*

[www.waterharmonica.nl](http://www.waterharmonica.nl)

Contact: Ruud Kampf

[r@rekel.nl](mailto:r@rekel.nl)

[info@waterharmonica.nl](mailto:info@waterharmonica.nl)

# Inhoudsopgave

Samenvatting.....	5
Summary.....	7
1. Inleiding .....	8
2. Probleemstelling en doelstelling .....	9
2.1 Doel .....	10
2.2 De uitgangssituatie voor het moerassysteem; effluentkwaliteit.....	10
2.3 De streefbeeld voor het ontvangend oppervlaktewater .....	11
3. De eigenschappen van het moerassysteem.....	12
3.1.1 Inrichting .....	12
3.1.2 Het meetprogramma.....	14
3.2 Flora en fauna .....	16
3.3 Macro-ionensamenstelling.....	19
3.4 Waterbalans .....	22
3.4.1 Effluent van de rwzi Everstekeog .....	22
3.4.2 Aan- en afvoer per compartiment .....	22
3.4.3 Neerslag .....	23
3.4.4 Kwel en infiltratie .....	24
3.4.5 Berging .....	25
3.4.6 Waterbalans .....	26
4 Voedingsstoffen .....	29
4.1. Waterkwaliteit: het stikstof- en fosforgehalte .....	29
4.2. De helofyten en ondergedoken waterplanten in het systeem .....	36
4.3. De rol van het perifyton bij het verwijderen van N en P.....	40
4.4. De bijdrage van denitrificatie aan de verwijdering van stikstof.....	46
4.5 De bodem van het voorbezinkbassin, de zuiveringssloten en de afvoersloot.....	53
5. Massabalans voor stikstof en fosfor .....	59
5.1 De massabalans voor stikstof.....	59
5.2 De massabalans voor fosfor.....	60
5.3 De massabalans voor stikstof bij verschillende verblijftijden.....	62
5.4 De massabalans voor fosfor bij verschillende verblijftijden .....	64
6. Zuurstofhuishouding .....	66
6.1 Eigenschappen van het effluent .....	67
6.2 Productie van zuurstof in het moerassysteem .....	67
6.3 Verblijftijd versus daggemiddelde zuurstofgehalte.....	70
6.4 Zuurstofproductie en submerse plantengroei .....	71
6.5 Effect van kroesgroei.....	71
7. Desinfectie.....	73

7.1 Verloop over drie jaar .....	73
7.2 Intensieve meetperiode .....	73
7.3 Invloed van de verblijftijd.....	74
7.4 Virussen en fagen .....	78
8 Zwevend stof.....	80
8.1 De zwevend stof paradox.....	80
8.2 De rol van de watervlooiën in het voorbezinkbassin .....	83
9 Zware metalen .....	84
9.1 Afname van zware metalen in het moerassysteem.....	84
9.2 Lot van de zware metalen .....	84
10 Aanleg en onderhoud van het systeem.....	86
10.1 Aanleg.....	86
10.2 Onderhoud .....	87
10.3 kosten van het helofytenfilter Everstekooeg.....	88
11 Discussie en conclusies .....	90
11.1 Zijn de doelen bereikt? .....	90
11.2 Enkele dwarsverbanden .....	90
11.3 Wat heeft het verblijftijden onderzoek ons geleerd .....	92
11.4 Evaluatie van de massabalans van het moerassysteem .....	93
11.5 Ontwerp van het systeem; positieve en negatieve kanten .....	93
11.6 Eenvoudige parameters voor de aansturing van het systeem .....	94
11.7 Conclusies.....	95
12 Aanbevelingen en toekomstperspectief.....	98
12.1 Optimalisatie van de nutriënt-verwijdering.....	98
12.2 Zuurstofhuishouding .....	99
12.3 Desinfectie .....	99
12.4 Troebeling en CZV .....	100
12.5 Zware metalen en andere microverontreinigingen.....	100
12.6 Nabeschuwing.....	101
Literatuur.....	102
Overzicht van reeds over het onderzoek gehouden voordrachten en gepresenteerde posters.....	104

## Samenvatting

Trefwoorden: moerassysteem, helofytenfilter, stikstofverwijdering, fosforverwijdering, desinfectie, zuurstofhuishouding, zwevend stof, zware metalen

In 1994 werd achter de RWZI Eversteekoog op Texel een moerassysteem aangelegd om op praktijkschaal met helofyten en waterplanten het effluent van de rwzi te gaan nabehandelen. De effecten van zo'n moerassysteem op het effluent van de rwzi zijn onderzocht in een 4-jarig onderzoek tussen 1995 en 1999. De eigenschappen van het effluent van de rwzi zijn karakteristiek voor een laagbelaste installatie. Aan de lozingsseisen voor fosfor, stikstof, CZV, BZV en onopgeloste bestanddelen wordt ruimschoots voldaan. Toch is de zuurstofvraag van het effluent nog van dien aard dat zuurstofloosheid in het oppervlaktewater tot op 2 km afstand van het lozingspunt op het kleine oppervlaktewater water optreedt. Afgezien van de negatieve effecten op levende organismen heeft dit ook tot gevolg dat het rendement van de chemische desinfectie, die op de rwzi wordt toegepast beperkt is door nalevering uit de waterbodem. Het onderzoek heeft aangetoond dat het mogelijk is om het effluent te veranderen in bruikbaar oppervlaktewater met een normale zuurstofhuishouding met zeer lage E. coli aantallen. Hoewel het water uit het moerassysteem relatief meer zwevend stof bevat dan het effluent van de rwzi, is het helder en reukloos geworden. Tevens is aangetoond dat ook bij relatief korte verblijftijd nog stikstof werd verwijderd (ca. 26% gemiddeld per jaar). De onderzochte range van verblijftijden gaf aan dat fosforverwijdering marginaal is onder de gegeven omstandigheden (ca. 8%).

### Inrichting

Het moerassysteem is opgebouwd uit drie compartimenttypen:

1. voorbezinkbassin
2. helofytencompartiment
3. waterplantencompartiment

In het voorbezinkbassin wordt het effluent van de rwzi geloosd via 4 lozingspunten ter voorkoming van valse of overheersende stroomrichtingen. Het voorbezinkbassin doet tevens dienst als buffer in geval van calamiteuze sliboverstort. Vanuit het voorbezinkbassin worden 8 helofytencompartimenten en 1 blankocompartiment gelijkelijk voorzien van water. Deze compartimenten zijn derhalve parallel geschakeld. Achter elk helofytencompartiment volgt een waterplantcompartiment. Het water uit de waterplantcompartimenten wordt verzameld in een verzamelsloot.

### Resultaten

Het moerassysteem, vooral het waterplantencompartiment, brengt een robuuste zuurstofritmiek voort met hoge oververzadiging overdag en een korte zuurstofarme periode 's nachts. De zuurstofritmiek ontbreekt in het effluent van de rwzi. Kroosbedekking brengt de zuurstofritmiek tot stilstand, maar verwijdering van de krooslaag heeft vrijwel onmiddellijk herstel tot gevolg. De zuurstofritmiek sluit goed aan bij de situatie in het ontvangend oppervlaktewater, waar geen kroosontwikkeling optreedt. In het moerassysteem zelf is slechts eenmaal een krooslaag in enkele sloten van het systeem opgetreden.

Reeds bij betrekkelijk korte verblijftijd (2 dagen) in het moerassysteem wordt al een goede desinfectie van het effluent bereikt (10 E.coli/ml). Bij een verblijftijd van 3 dagen of meer wordt het gehalte aan darmbacteriën vergelijkbaar met wat in oppervlaktewater wordt gevonden (< 1/ml). In de winter was de verwijdering van E. coli minder goed dan in de overige seizoenen. Bij de betrekkelijk korte verblijftijden die in het onderzoek werden toegepast was de verwijdering in rietcompartimenten beter dan in lisdoddecompartimenten of in compartimenten zonder helofyten.

De aanvoer van stikstof uit de RWZI bedroeg 6400 kg N/jaar ( $4886 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ). Stikstofverwijdering treedt gedurende het gehele jaar op, maar is in de wintermaanden het grootst. Zowel ammonium als nitraat worden verwijderd. Er is een duidelijke verbetering in de verwijdering te zien bij grotere verblijftijd in het systeem. Bij een verblijftijd van 10 dagen is het ammonium- en nitraatgehalte in het effluent constant laag (<0,5 mg/l).

Het denitrificatieproces is het belangrijkste stikstofverwijderende proces in het systeem. Dit vindt vooral plaats in het perifyton dat zich op bodem en submerse delen van de helofyten ontwikkelt. Via dit proces wordt ca. 60 kg N/j aan het systeem onttrokken. Afvoer van biomassa via maaien van helofyten draagt in geringe mate bij aan de verwijdering van stikstof (23 kg N/j). De meeste stikstof wordt verwijderd via infiltratie en accumulatie in de bodem van voorbezink-bassin en sloten (ca. 180 kg N/j). Uit berekeningen

van de water- en massabalans blijkt dat het moerassysteem in totaal 1250 kg N/ha/j (26%) verwijdert bij een verblijftijd van ca. 2,1 dag. Bij een verblijftijd van ca. 10 dagen neemt de verwijdering van N toe tot ca. 67% bij rietsloten en tot ca. 59% bij lisdoddesloten

Gesteld kan worden dat de gevonden stikstofverwijdering in absolute zin hoog is, zeker wanneer de lage beginconcentraties in aanmerking worden genomen. Veel helofytenfilters die met ruw afvalwater belast worden komen niet verder dan 1000 kg N/ha/j.

De aanvoer van Fosfor uit de rwzi bedroeg 930 kg/jaar ( $709 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ). Fosforverwijdering treedt slechts in geringe mate op. Hoewel in najaar en winter netto fosfor wordt verwijderd door het moerassysteem, vindt in voorjaar en zomer bijna evenveel nalevering plaats. Er wordt ca. 65 kg P /ha/j verwijderd, dit is ongeveer 8% van de aanvoer. Deze verwijdering is ook gering in vergelijking met literatuurgegevens. De meeste verwijdering vindt plaats in het voorbezinkbassin, waarschijnlijk door bezinking of filtering door watervlooiën van fijn zwevend slib. De relatief korte verblijftijd in het systeem is zeer waarschijnlijk de belangrijkste factor voor het ontbreken van vastlegging van P in het systeem. Maar ook hier speelt waarschijnlijk de reeds lage beginconcentratie in het effluent van de rwzi (0,5 mg/l) een rol bij de verwijderingsefficiëntie. Net als bij stikstof vindt de belangrijkste vastlegging in de bodem plaats door sedimentatie en accumulatie (ca. 60 kg P/j). Het maaien en afvoeren van biomassa draagt voor ca. 4 kg P/j bij aan de verwijdering. Er wordt op jaarbasis ongeveer 8% verwijderd bij een verblijftijd van 2,1 dag. Bij een vergroting van de verblijftijd tot ca. 10 dagen neemt de verwijderingspercentage toe tot ca. 11%. Ondanks de verwachting dat het moerassysteem substantieel zou bijdragen aan de verlaging van het zwevend stofgehalte en de CZV is gebleken dat beide parameters in concentratie toenemen na passage door het moerassysteem. Deze zwevende stofparadox bleek opgelost te kunnen worden door naar de kwaliteit van het zwevend stof te kijken. Die is geheel verschillend van de kwaliteit van het zwevend stof in het effluent van de rwzi. Het zwevend stof van het moerassysteem bestaat uit plantenresten en algen, precies zoals het ontvangende oppervlaktewater; het zwevend stof van de rwzi bestaat uit zeer kleine actief slibvlokken met de bijbehorende bacterieflora. Het is niet waarschijnlijk dat het zwevend stof concentraties bereikt die voor het ontvangend oppervlaktewater negatieve effecten oplevert.

De verwijdering van zware metalen door het moerassysteem wordt vooral bepaald door het wegvangen van het fijne zwevende slib uit de rwzi, vooral in het voorbezinkbassin. In het voorbezinkbassin bezinkt het slib niet alleen omdat de verblijftijd substantieel langer is dan in de zogenaamde “nabezinker” van de rwzi, maar ook doordat het slib gefilterd wordt door watervlooiën (*Daphnia magna*) die in grote hoeveelheden voorkomen in het voorbezinkbassin en het slib (met aangehechte bacteriën) als voedselbron gebruiken.

Het onderhoud van het moerassysteem is een belangrijke stuurparameter voor de kwaliteit van het geloosde water. Riet en Lisdodden moeten minimaal eenmaal per jaar bij voorkeur in oktober gemaaid worden. In de zomerperiode is het echter van belang dat overgroeiing en dichtgroeiën met kroos van de waterplantcompartimenten wordt voorkomen. Bij een bedekking van ca. 80% is kroosverwijdering noodzakelijk, omdat anders de zuurstofproductie tot stilstand komt.

### **Perspectieven**

Het onderzoek heeft aangetoond dat het onderzochte systeem een belangrijke bijdrage kan leveren aan het beter geschikt maken van effluent voor lozing op oppervlaktewater. De verbetering van de zuurstofhuishouding van het effluent speelt daarin een cruciale rol. Dit is een veronachtzaam aspect van rwzi effluenten, die in Nederland behoren tot de laatste categorie grote puntlozingen. Het moerassysteem creëert deze verbetering op basis van natuurlijke processen met zonne-energie als motor.

Ook de robuuste desinfectie van het systeem biedt veel perspectieven om bij andere rwzi's te worden toegepast. Inrichting en onderhoud van het moerassysteem is relatief goedkoop (fl. 0,10/m<sup>3</sup>). Desinfectie met chloorbleekloog, voor zover nog toegepast, is ongeveer even duur, maar kent grote nadelen, die maatschappelijk steeds minder aanvaardbaar zijn. Desinfectie met UV is ongeveer twee maal zo duur, maar verbruikt permanent veel energie en lijkt als zodanig een minder duurzame oplossing te zijn.

Ook de N-verwijdering door het systeem biedt mogelijkheden. Verwijderingspercentages rond 50% lijken goed mogelijk. Voor P geldt, dat onderzocht moet worden of defosfatering in het moerassysteem zelf de concentraties verder kan doen dalen.

Het belang van de wijziging in de samenstelling van het zwevend stof moet niet worden onderschat. Doordat het geloosde water geen actief slib meer bevat is de reactiviteit in het oppervlaktewater sterk verminderd er ontstaat daardoor een veel minder scherpe overgang op het lozingspunt. Het geloosde water lijkt al vrij sterk op het ontvangende water.

De bufferende rol van het moerassysteem is op verschillende manieren waargenomen. Dagelijkse pieken in

concentraties van verschillende stikstofcomponenten worden sterk afgezwakt. De kwantiteit van veel stoffen is daardoor veel stabiel in de tijd. De bufferende rol bij calamiteuze sliboverstort van het systeem is niet onderzocht, maar kan een zeer belangrijke rol spelen bij het tegengaan van eenmalige diffuse verspreiding van verontreinigingen in het oppervlaktewater. Het systeem is betrekkelijk eenvoudig schoon te maken. Het Eversteekoog moerassysteem heeft reeds een voorbeeldfunctie vervuld voor de rwzi Land van Cuyk, van waterschap de Maaskant.

### ***Summary***

On the island of Texel the effluent of the oxydation ditch Eversteekoog is being treated in a full scale wetland system (nearly 4000 m<sup>3</sup>/day). The project shows that it is possible to change the effluent from the STP into a more natural water with a normal diurnal oxygen pattern with very high oxygen levels at daytime. The water becomes more clear and the typical scent of treated sewage disappears. Moreover the change of sludge particles into inactive organic matter and algae contributes to a very satisfying disinfection. The removal of nitrogen and phosphorus is limited at the short retention time of just over two days.

keywords: constructed wetland, surface flow wetland, oxygen household, disinfection, turbidity, phosfor removal, nitrogen removal.

## 1. Inleiding

Vijf van de rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) die het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier (USHN) beheert liggen op Texel (fig. 1.1). Het effluent van deze rwzi's wordt geloosd op het schaarse binnenwater van Texel. Tijdens droge periodes, als er weinig water naar de Waddenzee afgevoerd wordt, wordt het oppervlaktewater weinig ververst. De effluenten van de rwzi's zijn dan een belangrijke bron van zoet water. Daarom wordt al vanaf 1980 op de centraal gelegen rwzi Eversteekoog chemisch gedefosfateerd met ijzersulfaat. Ondanks de defosfatering is de kwaliteit van het effluent toch steeds onvoldoende om een goede kwaliteit van het oppervlaktewater te bereiken in het watersysteem waarin het effluent wordt geloosd.

Geconcludeerd werd dat defosfateren alleen niet genoeg was (Schreijer, 1984) om het effluent ecologisch acceptabel te maken. Aanbevolen werd te onderzoeken of het haalbaar zou zijn om het effluent na te zuiveren in een moerassysteem ("constructed wetland").

Motivering voor nazuivering met een moerassysteem waren:

- het ontbreken van grote goed doorspoelbare wateren op Texel, waarop effluent geloosd kan worden;
- de aanwezigheid van veel natuurgebieden (functie Natuur), die vaak andere eisen aan de kwaliteit van het water stellen dan AMK (Algemene Milieukwaliteit, of tegenwoordig "grenswaarde");
- de belasting van de rwzi is door het toerisme in de zomer ruim twee maal zo hoog als in de winter. Juist in de zomer werken moerassystemen goed;
- constructies voor het nazuiveren van effluent moeten goed inpasbaar zijn in het Texels landschap;
- een moerassysteem is goed ecologisch inpasbaar. Het sluit aan bij de manier waarop in ecosystemen processen van zelfreiniging en vastlegging plaatsvinden.
- Afvoer van het effluent kan bij een goede desinfectie langs de dorpskern van Den Burg worden gevoerd en benut worden voor verdrogingsbestrijding in de Gemeenschappelijke Polders.

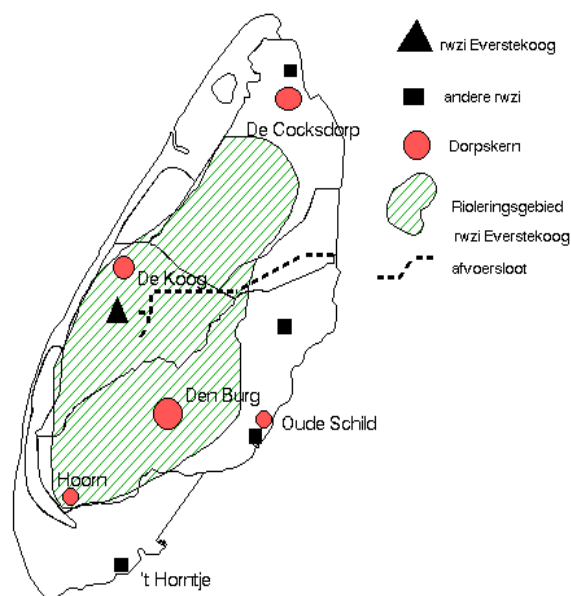


Fig. 1.1 Ligging van de rwzi Eversteekoog op Texel

### Leeswijzer

Uit de vele verzamelde gegevens is voor dit rapport een selectie gemaakt die het gedrag van het systeem op een representatieve manier beschrijft. In hoofdstuk 3 is behalve het meetprogramma een beschrijving opgenomen van het moerassysteem en een aantal kenmerkende stabiele eigenschappen op fysisch/chemisch en biologisch gebied. Tevens is in dit hoofdstuk de waterbalans van het systeem beschreven.

In de hoofdstukken 4 tot en met 8 passeren verschillende belangrijke procesparameters; Nutriënten,



zuurstofhuishouding, desinfectie, zwevend stof en CZV. Na het hoofdstuk over de nutriënten is een apart hoofdstuk over de massabalans van fosfor en stikstof opgenomen.

De hoofdstukken zijn steeds als volgt georganiseerd:

1. *Verloop over drie jaar*: Het verloop in de concentraties gedurende de periode 1995-1998 in het effluent van de rwzi, het voorbezinkbassin en het eindpunt van een sloot met voorin riet of lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten. Van deze sloten is de verblijftijd over het hele onderzoek gelijk geweest.
2. *Invloed van de vegetatie en de verblijftijd*: Een vergelijking van de jaargemiddelden (april 1997 - maart 1998) voor het effluent van de rwzi, het oppervlaktewater halverwege de sloten met Riet en Lisdodde met verblijftijden 0,3, 1, 3 en 10 dagen en de controlesloot. Deze vergelijking maakt het mogelijk het effect van de vegetatie op de waterkwaliteit na te gaan.
3. *Uitvergroting*: Een nadere blik op de invloed van de diverse verblijftijden en de vegetatie op de werking van het moerassysteem gedurende een intensieve meetperiode in de zomer van 1997.
4. *Seizoenen*: Een regressie van gemiddelden per 3-maandelijkse periode (seizoen) versus de verblijftijd voor de periode april 1997 - maart 1998, waarbij de onderzoeksperiode op grond van temperatuur en meer of minder stabiele omstandigheden in stukken is geknipt ( tabel 1.1).

**Tabel 1.1. Onderverdeling van de seizoenen in de periode met diverse verblijftijden.**

Seizoen	Datum 1997-1998	Buiten temperatuur (°C)		
		Gemiddeld	Trend	Traject
Voorjaar	1 april – 18 juni	11	Stijgend	8-15
Zomer	19 juni - 26 september	18	Schommelend	15-22
Herfst	27 september - 4 januari	8	Dalend	15-5
Winter	5 januari - 31 maart	6	Schommelend	6-2-9

## 2. Probleemstelling en doelstelling

De rwzi Eversteekoog lost op een kleine sloot die onderdeel vormt van het natuureservaat “De Waal en Burgerdijk”. Een belangrijk deel van het water wordt afgevoerd via de hoofdwatergang door de polder Waal en Burg en de polder Het Noorden en tenslotte uitgemalen op de Waddenzee bij het gemaal Krassekeet. In dit gebied liggen een aantal natuurterreinen waar het beheer gericht is op de instandhouding en ontwikkeling van aantrekkelijke voedselarme ecosystemen met zoutgradiënten. De bijbehorende aquatische ecosystemen, die, vooral ‘s zomers, voor een belangrijk deel gevoed worden door het effluent zijn gevoelig voor hoge voedingsstofgehalten (stikstof en fosfor), lage zuurstofgehalten en zwevend slib. Bovendien worden de zoutgradiënten in de huidige situatie onderdrukt door de lozing van het zoete effluent.

Vóór de aanleg van het moerassysteem waren lage zuurstofgehalten, hoge stikstofgehalten en hoge gehalten aan E.coli in het slootwater tot op 1,5-2 km afstand afkomstig van de rwzi. Tijdelijk optredend verlies van slib kwam rechtstreeks in de polderwatergang terecht. Door de chemische defosfatering is de aanvoer van fosfor naar het oppervlaktewater weliswaar beperkt, maar dit effect werd gedeeltelijk teniet gedaan door nalevering van fosfor uit de slootbodem onder invloed van de permanent lage zuurstofgehalten in het effluent.

De lozing van het effluent van de rwzi Eversteekoog veroorzaakt dus twee soorten problemen:

- Een kwaliteitsverslechtering van het ontvangend oppervlaktewater in relatie tot de verschillende doelstellingen en functies in het gebied;
- Een onderdrukking van de zoutgradiënten die in het kader van de natuurfuncties ontwikkeld zouden moeten worden.

Voor de oplossing van de beide problemen is gekozen voor het volgende scenario:

1. Een verbetering van de effluentkwaliteit, zodanig dat beter aangesloten wordt op de kwaliteiten van het oppervlaktewater op Texel;
2. Zoeken naar een andere afvoerroute van het effluent, zodanig dat de zoutgradiënten in het gebied niet meer worden belast met het zoete effluent.

Dit scenario is vervolgens uitgewerkt in twee nauw met elkaar verbonden REGIWA projecten (Regionaal integraal waterbeheerprojecten). Het eerste project had tot doel de effluentkwaliteit van de rwzi Eversteekoog

te verbeteren. Het tweede project had tot doel een nieuwe afvoerroute voor het effluent te zoeken. Bij de voorbereiding voor het tweede project bleek dat een goede koppeling gelegd kon worden met de bestrijding van de verdroging in het gebied voor de nieuwe afvoerroute (het gebied van de “Gemeenschappelijke Polders”). Daarom is het tweede project in 1995 gestart onder de vlag van de zogenaamde GEBEVE regeling (Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging) (Schreijer & Steenis, 1995).

In 1992 werd gestart met het eerste project. Op basis van pilotonderzoek tussen 1988 en 1992 werd een moerassysteem ontworpen op praktijkschaal, waarin het gehele effluent van de rwzi Eversteekoog kon worden behandeld. De voorstudie had uitgewezen dat ook bij betrekkelijk korte verblijftijd (3-4 dagen) al veel winst behaald zou kunnen worden op het gebied van desinfectie, zuurstofverbetering en opvang van slib (Schreijer & Kampf, 1995). Verdere verwijdering van voedingsstoffen, met name fosfor, was moeilijker.

## 2.1 Doel

Doel van het onderzoek was na te gaan of het moerassysteem op praktijkschaal in staat zou blijken te zijn de volgende verbeteringen en veranderingen in het effluent van de rwzi zou kunnen bewerkstellingen:

- Een kwaliteitsverbetering van het effluent voor E.coli en zuurstof, zodat voldaan wordt aan de landelijke normen;
- Door optimalisatie van het beheer extra verwijdering van het restgehalte aan stikstof en fosfor, waarbij chemische defosfatering overbodig zou kunnen worden;
- Wegfiltering van het zwevend stof met restvervuiling uit de rwzi;
- Buffering van incidenteel slibverlies uit de rwzi;
- Ontwikkeling van een aantal stuurparameters waarmee het systeem het beste gestuurd en bewaakt kan worden;
- De mogelijkheden voor toepassing bij andere rwzi's.

Om na te gaan of de verwachtingen uitkwamen werd een 4- jarige optimalisatiestudie gestart in samenwerking met de Universiteit Utrecht (Schreijer et al, 1994, Kampf et al, 1996). Deze optimalisatiestudie werd behalve door REGIWA, medegefinancierd door STOWA, NOVEM en RIZA. Op verzoek van RIZA is extra aandacht besteed aan de verwijdering van microverontreinigingen door het moerassysteem. De resultaten van deze studie zijn het onderwerp van dit rapport.

## 2.2 De uitgangssituatie voor het moerassysteem; effluentkwaliteit

De rwzi Eversteekoog is de grootste van de vijf rwzi's op Texel. Hij is gebouwd in 1979 en heeft in 1989 een uitbreiding ondergaan. Het afvalwater van de dorpen De Koog, Den Burg, De Waal, Den Hoorn en de polder Eijerland wordt er verwerkt. De rwzi is een oxidatiesloot met twee circuits (inhoud 3250 + 2600 = 5950 m<sup>3</sup>). De belasting is in de zomermaanden 40.000 - 45.000 i.e. Hiervan is ruim de helft afkomstig van seizoensgebonden toerisme. In de winter wordt gewoonlijk maar een van de beide beluchtingcircuits gebruikt.

De kwaliteit van het effluent is goed voor dit type rwzi (tabel 2.2.1). Het effluentdebiet is 3000-4000 m<sup>3</sup>/dag bij droog weer aanvoer en kan oplopen tot 10.000 m<sup>3</sup>/dag bij regen ( $Q_{rwa} = 550 \text{ m}^3/\text{uur}$ ).

**Tabel 2.2.1 Effluentkwaliteit rwzi Eversteekoog (1995-april 1998)**

	Gemiddelden	Mediaan
<b>pH-waarde</b>	7,7	7,8
<b>BZV (mg O2/l)</b>	3,6	<3,0
<b>CZV (mg O2/l)</b>	34	33
<b>Nkj (mg N/l)</b>	2,9	2,1
<b>NH<sub>4</sub> (mg N/l)</b>	0,93	0,51
<b>NO<sub>2</sub> (mg N/l)</b>	0,18	0,16
<b>NO<sub>3</sub> (mg N/l)</b>	3,0	2,0
<b>N-totaal (mg N/l)</b>	6,0	4,5
<b>P-ortho (mg P/l)</b>	0,85	0,70

	Gemiddelden	Mediaan
<b>P-totaal (mg P/l)</b>	0,98	0,85
<b>Onopgelost (mg /l)</b>	7,4	<5
<b>Bezinsel (ml/l)</b>	0,36	<0,1
<b>Troebelheid (FTU)</b>	2,0	1,8
<b>E.coli (aantal/ml)</b>	440	320

De rwzi Eversteekooog loost op een kleine poldersloot, die aansluit op de afvoerende hoofdwatergang van de polder Waal en Burg. Deze secundaire watergang is ca. 3 km lang en loopt deels langs het natuurreservaat de Waal en Burgerdijk. Op deze route zijn geen andere lozingspunten aanwezig. De watergang is ca. 4 m breed en ca. 1 m diep, op sommige plaatsen ondieper. Op het lozingspunt zijn de oevers versterkt in verband met sterke stroming.

In droge zomers wordt de oppervlaktewaterkwaliteit voor meer dan 90% bepaald door de effluentkwaliteit. Het zuurstofgehalte blijft gedurende het etmaal in de omgeving van het lozingspunt vrij laag (1-3 mg/l, tabel 2.2.2). Bovendien ontbreekt een dag/nachtritme. Het is het zeer ongunstig voor de meeste organismen wanneer het zuurstofgehalte permanent laag is. Van nature zijn vrijwel alle slootorganismen aangepast aan een dag/nachtritme in het zuurstofgehalte, waarbij tegen zonsopgang een laag zuurstofgehalte niet langer dan enkele uren aanwezig is.

**Tabel 2.2.2 Oppervlaktewaterkwaliteit op onbeïnvloede en beïnvloede punten (gehalten in mg/l, alleen E. coli in aantal/ml; jaargemiddelde van 12 maandelijkse waarnemingen)**

	Referentiepunt (1 km stroomopwaarts van het lozingspunt)		Lozingspunt effluent		1 km stroomafwaarts van het lozingspunt		2,5 km stroomafwaarts van het lozingspunt	
	1988	1993	1988	1993	1988	1993	1988	1993
<b>E. coli</b>	-	8	-	72	60	42	75	42
<b>BZV</b>	-	3,4	-	2,3	2,1	1,9	2,5	2,6
<b>N-Kj</b>	2,4	3,3	4,2	2,7	6,5	2,5	3,8	2,4
<b>NH4-N</b>	0,17	1,0	2,0	0,7	4,4	0,6	1,9	0,58
<b>NO2+NO3</b>	0,1	1,6	5,0	2,5	5,2	2,3	3,0	1,7
<b>N-totaal</b>	2,7	5,9	11,2	5,9	16,1	5,4	8,7	4,7
<b>Ortho-P</b>	0,23	0,25	0,68	0,58	0,78	0,56	0,38	0,44
<b>P-totaal</b>	0,38	0,36	1,06	0,80	0,97	0,73	0,68	0,60

### 2.3 De streefbeeld voor het ontvangend oppervlaktewater

Het oppervlaktewater waarop de rwzi Eversteekooog loost, is onderdeel van het waterafvoerend slotensysteem van de polder Waal en Burg en Het Noorden. Het water wordt afgevoerd naar het oosten en passeert verschillende natuurgebieden (Waal en Burgerdijk (SBB), Het Blok (Natuurmonumenten), voor het op de Waddenzee wordt geloosd. Grote delen van de polder Waal en Burg en Het Noorden zijn natuurreservaat en hebben derhalve de functie natuur. Het water uit de sloten wordt in het najaar gebruikt voor de natuurgebieden. Het beheer van deze gebieden is echter gericht op de ontwikkeling van brakke en zoute ecosystemen. Door het lage chloridegehalte van het effluent wordt het brakke karakter in dit gebied onderdrukt. Een andere afvoeroute van het (nagezuiverde) effluent zou een versterking van de brakke flora en fauna in de polder Waal en Burg en Het Noorden betekenen.

Een andere afvoeroute, naar een gebied waar van nature al lage chloridengehalten in het oppervlaktewater

aanwezig zijn is mogelijk en wenselijk. Het zuidwestelijk poldergebied op Texel is van nature zoeter, omdat het wat hoger is gelegen en drangwater uit de duinen ontvangt. Dit gebied verdroogt in de zomer. Hoewel het in het moerassysteem nagezuiverde effluent nog relatief veel voedingstoffen bevat is het water echter wel geschikt om de waterstand in de zomer in het laagste pand op peil te houden. Daarmee kan worden bereikt dat het schone zoete water in de hoger gelegen panden minder snel wegzijgt. In verband met de hoge bacteriële verontreinigingsgraad van het effluent is tot nu steeds afgezien van deze mogelijkheid. Wanneer met de nazuivering door het moerassysteem voldoende desinfectie van het effluent wordt bereikt kan deze optie in praktijk worden gebracht.

### **3. De eigenschappen van het moerassysteem**

Een moerassysteem ("constructed wetland") is een door de mens ingericht ecosysteem, dat in principe op dezelfde manier functioneert als alle andere ecosystemen: de zon is de energiebron. De groene planten leggen de energie vast in biologische energie, die in het voedselweb door de planten, dieren en micro-organismen wordt verbruikt.

Moerassen zijn bijzondere ecosystemen omdat zij een bodem hebben waar de lucht maar moeilijk in door kan dringen. Meestal is alleen het bovenste bodemlaagje aëroob. Daaronder is het zuurstofloos. Ook is er vaak sprake van een wisselende waterstand, waardoor de bodem afwisselend aëroob en anaëroob kan zijn. Dit leidt tot een hele reeks van anaërobe afbraakprocessen (b.v. denitrificatie, sulfaatreductie en methaangeneratie). De parallel met actief-slibsystemen ligt voor de hand; hierin worden immers de afwisselend aëroobe, anoxische en anaërobe afbraakprocessen gestuurd en geoptimaliseerd. Pas de laatste jaren worden de processen in actief-slibsystemen begrepen, dit leerproces is bij moerassystemen in volle gang.

Moerassystemen worden al over de hele wereld voor veel verschillende toepassingen gebruikt. Van een zo goedkoop mogelijke behandeling van ruw afvalwater bij enkele huizen tot nabehandeling van effluent. De schaal is van klein tot groot, er zijn zelfs moerassystemen, waarin het afvalwater van honderdduizenden inwonerequivalenten behandeld wordt. Het grootste moerassysteem, dat voor dergelijke doeleinden gebruikt wordt is het Kis-Balaton project in Hongarije, 1800 ha, in gebruik sinds 1985. Kadlec en Knight (1995) geven een goede samenvatting van de kennis over moerassystemen.

In Nederland zijn verschillende moerassystemen onderzocht op hun bruikbaarheid. De meeste moerassystemen worden als helofytenfilters in Nederland ingezet voor de verwerking van ruw afvalwater van campings of alleenstaande woningen (Lauwersmeer, Obdam, Opmeer, Lemmer, Oudega, Oosthem, etc.). Ook voor het verminderen van de effecten van riooloverstorten zijn helofytenfilters in gebruik (bv, Houten (Utrecht), Amsterdam).

In het verleden is in Nederland geëxperimenteerd met riet- of biezenvelden achter rwzi's in Elburg en in Zeewolde. Het rietveld achter de rwzi Elburg was verkeerd gedimensioneerd en functioneerde niet. Over het biezenveld achter de rwzi Zeewolde zijn geen publicaties verschenen. Het moerassysteem is in 1996 opgeheven in verband met een grote hydraulische uitbreiding van de rwzi. De belangrijkste rol van dit moerassysteem was verwijdering van fosfor en stikstof. Prestatie op dit vlak waren onvoldoende om het filter in stand te houden.

#### **3.1.1 Inrichting**

Het ontwerp van het systeem is gebaseerd op ervaringen met een proefsloot (Schreijer & Kampf, 1995). Daarbij stond niet alleen het effect op de nutriëntenverwijdering centraal, maar ook de bijdrage aan de verbetering van de zuurstofhuishouding van het effluent en de bijdrage aan de desinfectie. Daarom werd het gangbare helofytenfilter type (surface-flow system) uitgebreid met enkele extra componenten tot een moerassysteem, waarin ook voorbezinking en waterplanten een prominente rol vervullen (fig. 3.1.1). In het algemeen zorgen de helofyten (meestal Riet, of een mengsel van Riet, Lisdodde, mattenbies etc.) voor een nutriëntenreductie van het aangevoerde water, afhankelijk van de verblijftijd en de belasting. De zuurstofconcentratie van het water uit een helofytenfilter is even laag als het effluent van een rwzi (behalve in winter en voorjaar). Voor verbetering van de zuurstofhuishouding is dus meer nodig. Daarom is gekozen voor aanvulling van het helofytenfilter met compartimenten met waterplanten, die onder normale lichtcondities in overmaat zuurstof produceren, en daardoor de zuurstofhuishouding geschikt maken voor lozing op het buitenwater.

Een extra voorbezinkcompartiment, voor het helofytenfilter gedeelte, moet zorg dragen voor opvang van zuiverings-slib bij minder goed functioneren van de rwzi. Een dergelijk compartiment is relatief makkelijk

schoon te maken. Daarmee kan worden voorkomen dat het uiteindelijk te lozen water nog (zwevend) zuiveringsslib bevat, dat altijd nog enige tijd zuurstof blijft onttrekken aan het water.

Op doorsnede ontstaat daarmee het volgende beeld:

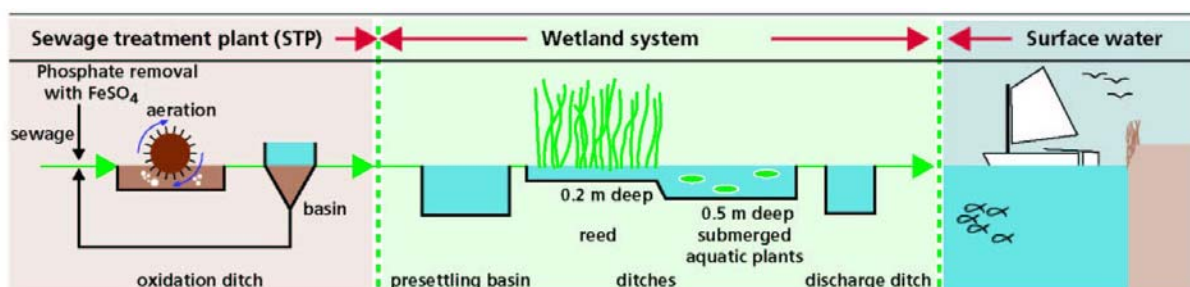


Fig. 3.1.1 Dwarsdoorsnede door het moerassysteem van west naar oost (zie ook fig. 3).  
 Presettling basin = voorbezinkbassin, ditches= helofytendeel, submerged aquatic plants= waterplantendeel,  
 discharge ditch= afvoersloot, eveneens met waterplanten.

Het moerassysteem is in 1994 aangelegd en ingeplant.

Het systeem (fig. 3.1.1) bestaat uit:

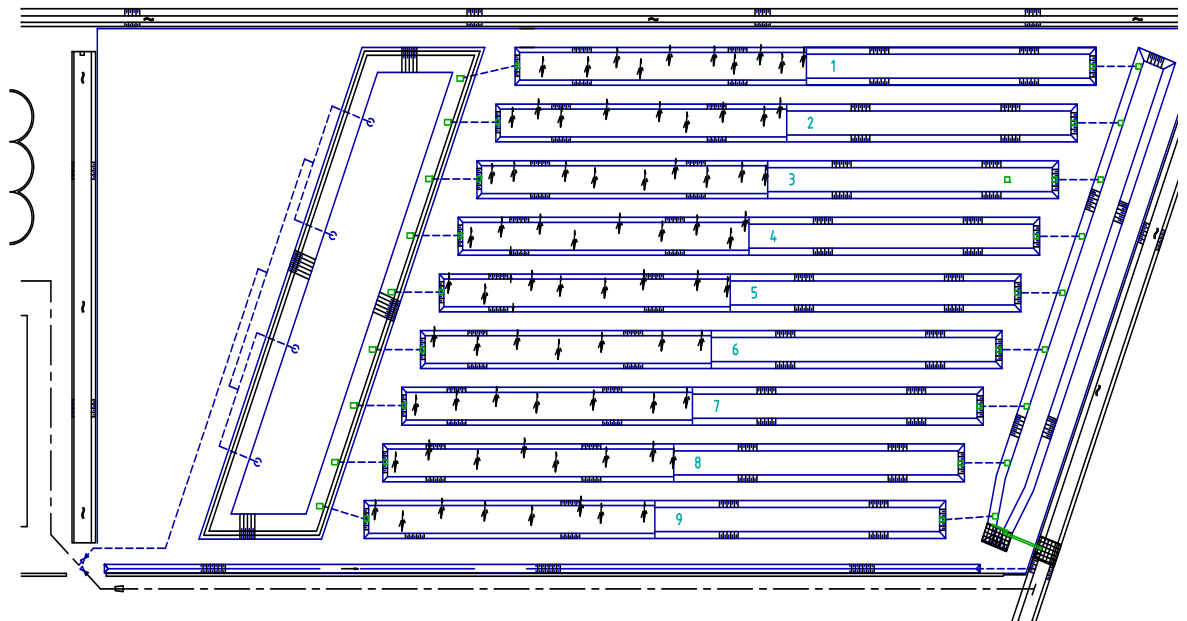
- een voorbezinkbassin, 122 m lang en 28,5 m breed.
- negen parallelle sloten met een lengte van ca. 150 m. en een breedte 6,3 tot 7,0 m,
- een afvoersloot met een lengte van 120 m en een breedte van 7 m.

De totale inhoud is 7143 m<sup>3</sup>, de hydraulische verblijftijd bedraagt bij dwa-aanvoer 2,1 dagen, bij gemiddelde aanvoer 1,8 dagen (tabel 3.1.1). Bij hoge aanvoer wordt water voor de overstorten opgestuwd. Hierdoor kan de inhoud 1000 tot 1500 m<sup>3</sup> (ca. 20 %) groter worden.

Tabel 3.1.1 Dimensies van het moerassysteem

compartiment	lengte [m]	gemiddelde breedte [m]	diepte van de compartimenten, gemiddeld en (grootst gemeten) 1e deel en 2e deel van de sloten [m]				water- oppervlakte [m <sup>2</sup> ]	Inhoud [m <sup>3</sup> ]
			1e deel	2e deel	1e deel	2e deel		
<b>Voorbezinkbassin</b>	122,2	28,5	1,19	(1,62)			3481	4.414
<b>Sloot 1</b>	152,1	7,0	0,19	(0,22)	0,42	(0,48)	1062	330
<b>Sloot 2</b>	151,6	6,4	0,12	(0,12)	0,48	(0,70)	976	306
<b>Sloot 3</b>	151,4	6,5	0,15	(0,15)	0,39	(0,48)	977	272
<b>Sloot 4</b>	151,2	6,4	0,17	(0,21)	0,33	(0,43)	971	248
<b>Sloot 5</b>	150,9	6,3	0,19	(0,21)	0,33	(0,43)	943	250
<b>Sloot 6</b>	150,8	6,5	0,15	(0,18)	0,34	(0,48)	975	248
<b>Sloot 7</b>	151,7	6,3	0,16	(0,20)	0,33	(0,42)	960	237
<b>Sloot 8</b>	151,4	6,4	0,13	(0,13)	0,35	(0,48)	973	240
<b>Sloot 9</b>	150,9	6,4	0,09	(0,10)	0,38	(0,52)	962	230
<b>Afvoersloot</b>	119,9	7,0			0,43	(0,71)	833	367
<b>Moerassysteem</b>							13.113	7.143

Elke sloot is in twee delen verdeeld. Het eerste deel met een diepte van 0,2 m is ingeplant met helofyten (vier sloten met Riet en vier met Lisdodde). Het tweede deel van de sloten met een diepte van 0,5 m is voorzien van waterplanten. In de negende sloot zijn geen helofyten of waterplanten aangeplant, deze fungeert als blanco.



Helofyten-filter Eversteekooig

Fig. 3.1.2 Plattegrond van het helofytenfilter/moerassysteem te Eversteekooig

### 3.1.2 Het meetprogramma

#### Fysisch/chemische metingen

Gedurende de gehele onderzoeksperiode (1995-1998) zijn frequent metingen gedaan van de waterkwaliteit in de verschillende onderdelen van het moerassysteem. Door het vergelijken van de waterkwaliteitsparameters in ruimte en tijd is een beeld ontstaan van de rol van de verschillende onderdelen van het systeem (voorbezinkbassin versus zuiveringssloten, Riet versus Lisdodde), van het optreden van seizoenseffecten en van de invloed van verschillende verblijftijden. Het basismetprogramma omvatte 2-wekelijkse bemonsteringen van oppervlaktewater op 31 monsterpunten verspreid over het moerassysteem (zie fig. 3.1.3). Daarnaast zijn gedurende enkele 5-daagse intensieve meetperioden iedere 8 uur op dezelfde monsterpunten waterkwaliteitsmonsters genomen. Naast oppervlaktewater is ook regenwater en grondwater bemonsterd.

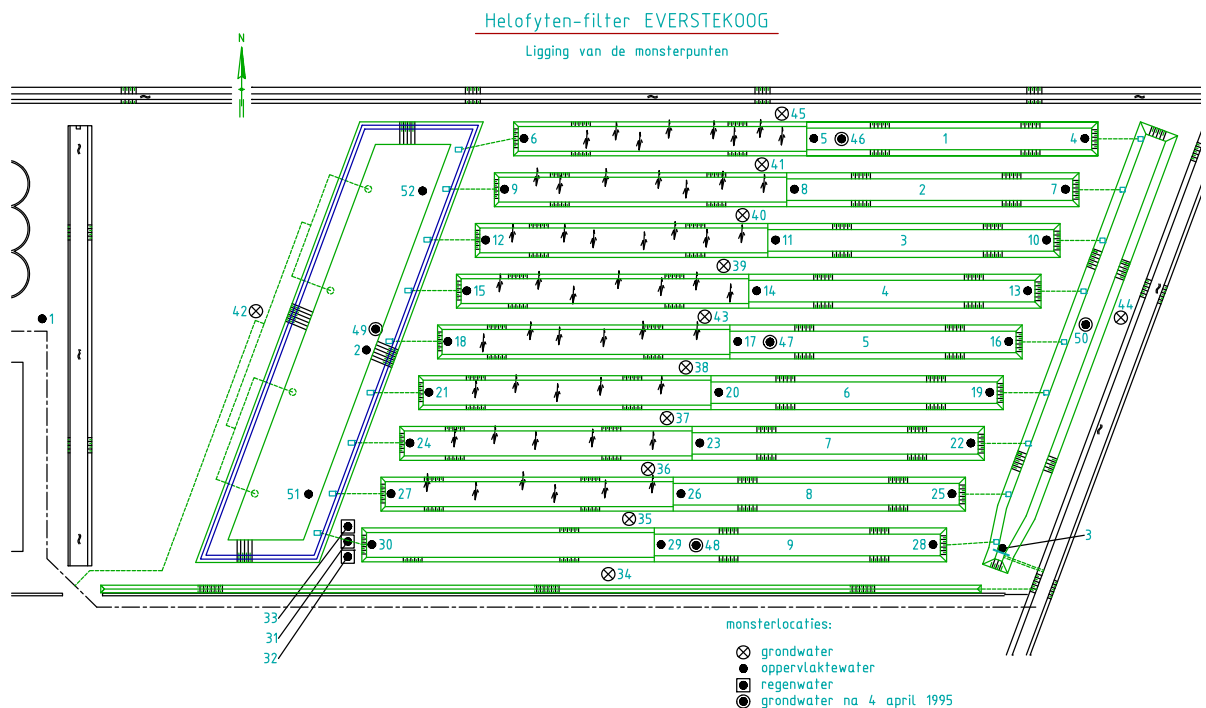


Fig 3.1.3 Ligging van de monsterpunten

### **Biologische metingen**

Om inzicht te krijgen in de ontwikkeling van het systeem en de verschillende onderdelen van de voedselketen werden een aantal biologische componenten gemeten. Plantenopnames in verschillende vakken per sloot werden uitgevoerd om de ontwikkeling van de soortenrijkdom en dichtheid van de vegetatie te volgen. Biomassa metingen van Riet en Lisdodde werden uitgevoerd om de bioproductie te kwantificeren. Onderzoek aan perifyton en daarop grazende macrofauna werd uitgevoerd om te achterhalen hoeveel nutriënten via deze route uit het systeem verdween. Het onderzoek aan watervlooien had tot doel na te gaan wat de rol van deze organismen in het systeem was.

### **Continu metingen met datalogger apparatuur**

Voor een goed beeld van de zuurstofhuishouding in het systeem en om een waterbalans en massabalans te kunnen maken zijn zuurstofgehalte en waterstand elektronisch gemeten met behulp van elektroden en zogenaamde drukdozen. Daarvoor is bij de aanleg van het Everstekeoog systeem geïnvesteerd in stroomvoorziening op verschillende plaatsen in het systeem en een datakabelnet, aangesloten op het telefoonnet.

De elektrodes en drukdozen werden continu afgelezen en, in 1995, werd elke vijf minuten een gemiddelde bepaald. Om de hoeveelheid data enigszins te beperken werd in 1996 en 1997 overgegaan tot een gemiddeld over 15 minuten. Desalniettemin werd een zeer grote hoeveelheid data verzameld.

Er waren 9 zuurstofelektroden in gebruik, waarvan een aantal in 1997 op verschillende plaatsen afwisselend werden ingezet. Een kritisch onderdeel was in het eerste jaar de afzetting van eieren van waterwantsen, die in het zich ontwikkelende systeem massaal optraden. In 1996 en 1997 was dit probleem verdwenen omdat zich meer predatoren van wantsen in het systeem gevestigd hadden. De elektroden werden regelmatig schoongemaakt en geijkt.

Op het terrein van de rioolwaterzuiveringsinstallatie werd het debiet van het influent van de rwzi continu gemeten en dagelijks geregistreerd. Dit gebeurde met behulp van tellerstander van een flowmeter in de effluentleiding. Met behulp van deze gegevens konden de dagelijkse debieten van het effluent worden bepaald.

De waterstanden in de compartimenten zijn gemeten met behulp van drukdozen die vòòr de stuwen zijn geplaatst.

Om de stuw van water door de wind in het voorbezinkbassin te kunnen meten (onder invloed van de noordoost-zuidwest ligging), zijn in het voorbezinkbassin op 4 plaatsen in de lengterichting drukdozen geplaatst. Tevens zijn drukdozen aan het eind van alle sloten geplaatst, omdat daardoor verschillen tussen de sloten konden worden geconstateerd. Daarnaast is voor de bepaling van de waterhoeveelheden van het effluent van het moerassysteem één drukdoos geplaatst vòòr de stuw in de afvoersloot. In totaal zijn er dus  $(4+9+1=)$  14 drukdozen geplaatst.

De meetresultaten van de drukdozen, vertaald naar meterwaterkolom, zijn gemiddeld per 5 minuten en vanaf september 1996 per kwartier (kwartiergemiddelden) geregistreerd en via logger- en modemapparatuur digitaal opgeslagen.

Voor goede meetresultaten moeten de drukdozen goed zijn geijkt. In het begin van de meetperioden is dit gedaan door de drukdozen op hoogte te stellen; later zijn bij de ijkings de off-set waarden (het verschil tussen de met de drukdoos gemeten hoogten en de werkelijke waterstanden) in het dataloggerprogramma ingevoerd.

De metingen met de drukdozen zijn niet altijd goed verlopen. De drukdozen ondervonden in 1995 problemen door aangroei op de naad tussen het membraan en het huis van de drukdoos, en op het membraan. De aangroei zorgde voor verkeerde metingen. Dit probleem is opgelost door de drukdozen in fijn gaas in te pakken.

Daarnaast zijn de drukcompensatieleidingen van de drukdozen aangesloten op kleine containers met droogmiddel (silica gel), omdat er waterdamp in deze leidingen condenseerde.

De neerslag werd gemeten met behulp van een regenmeter die dagelijks werd afgelezen. Tevens is een regenmeter geïnstalleerd bij het moerassysteem, waarvan de gegevens via een datalogger zijn geregistreerd. Behalve van deze metingen is gebruik gemaakt van de neerslaggegevens van het KNMI te Den Burg.

### *Grondwaterstanden met behulp van peilbuizen*

In het moerassysteem zijn 5 peilbuizen geplaatst: één in het voorbezinkbassin, drie in de sloten en één in de

afvoersloot. De peilbuizen staan aan de randen van de compartimenten. De filters van de peilbuizen zijn onder de waterbodems en alle op een verschillende diepte geplaatst. In tabel 3.2.1 zijn de hoogten van de filters en de afstanden van de filters tot de waterbodems op de locatie van de peilbuizen weergegeven. De waterstanden in de peilbuizen zijn regelmatig gemeten.

**Tabel 3.2.1. Hoogten van de filters en de afstand van de filters tot de waterbodems op de locatie van de peilbuizen**

	<b>Filter</b> [m NAP]	<b>afstand filter tot waterbodem (op locatie peilbuis)</b> [m]
<b>Voorbezinkbassin</b>	-1,14	1,20
<b>Sloot 1</b>	-1,68	1,57
<b>Sloot 5</b>	-1,72	1,43
<b>Sloot 9</b>	-1,49	1,61
<b>Afvoersloot</b>	-2,22	1,88

De peilbuizen zijn in 1996 één keer in de twee weken leeggehaald, zodat één keer per maand waterkwaliteitsmonsters van het grondwater genomen werden. Net na het leeghalen van de peilbuizen op 20 mei 1996 zijn frequent op die dag en op de dagen daarna waterhoogten in de buizen gemeten (pompproeven). Dit geeft inzicht in hoe snel het water weer zijn oude niveau bereikt. De snelheid geeft samen met de samenstelling van de ondergrond inzicht in de verschillen in doorlatendheid van de ondergrond.

#### *Perioden*

Voor het inzicht in de waterhuishouding en het maken van de waterbalansen zijn de gemeten en opgeslagen waterstanden en waarden van de neerslag verwerkt. Zo is nagegaan welke gegevens goed waren (zonder invloed van elektriciteitsstoringen en andere technische storingen) en voor welke perioden balansen opgesteld konden worden.

Er zijn 3 langere perioden te onderscheiden waarvoor waarden zijn verwerkt:

periode 0	03-04-1995 t/m 06-12-1995	aanvangssituatie
periode 1	19-03-1996 t/m 18-12-1996	door vergelijkbare stuwen bij de sloten waren er vergelijkbare verblijftijden in de sloten
periode 2	04-04-1997 t/m 03-04-1998	door verschillende stuwvormen waren er verschillende verblijftijden in de sloten

Licht, luchttemperatuur, watertemperatuur, windsnelheid en –richting werden eveneens elektronisch vastgelegd, om informatie te verzamelen over de invloed van het weer op het systeem.

### **3.2 Flora en fauna**

#### **Helofyten**

Reeds in een eerder uitgevoerde pilotstudy (Schreijer et al, 1996) was gebleken dat vooral Grote Lisdodde goed gedijt op effluent. Met Riet en Gele lis werden op langere termijn (enkele jaren) minder goede resultaten bereikt. Enerzijds werd dit veroorzaakt door het feit dat het aangeplante Riet afkomstig was van een tamelijk brakke locatie, anderzijds werd in de loop van de pilotstudy duidelijk dat voor Gele Lis de omstandigheden in een door effluent gevoed systeem niet optimaal waren, waardoor deze soort de concurrentie met Lisdodde op den duur verloor. Daarom werden Riet en Lisdodden aangeplant in het Everstekooog systeem op een zodanige manier dat kon worden nagegaan of er verschillen waren in de bijdrage aan de nazuivering van het effluent tussen beide plantensoorten. Van Riet is bekend dat het een zeer positieve bijdrage aan de (bodem)stikstofverwijdering kan leveren door het bezit van zeer goed geaëreerde wortelmatten. Van Lisdodde is veel minder bekend, maar uit de eerder genoemde pilotstudy was gebleken dat de biomassa van Lisdodde onder invloed van het effluent circa acht maal zo groot kon worden.

De Lisdodde en Riet bestanden bleven gedurende het onderzoek redelijk goed als monocultuur bestaan. Er kwamen spontaan maar weinig nieuwe soorten bij, die bovendien slechts geringe dichtheden ontwikkelde. Er zijn geen maatregelen genomen om concurrentie door andere soorten tegen te gaan.

Het rietbestand kwam minder snel tot volle was als het Lisdodde bestand (fig. 3.2.1). Lisdodde werd eind 1995 te ver onder water afgemaaid, waardoor een ernstige terugslag optrad. In 1996 zijn daarom opnieuw lisdodde stukken uitgezet. De Lisdodde bereikte een minder hoge bedekkinggraad in 1997 als het Riet (fig.



3.2.2).

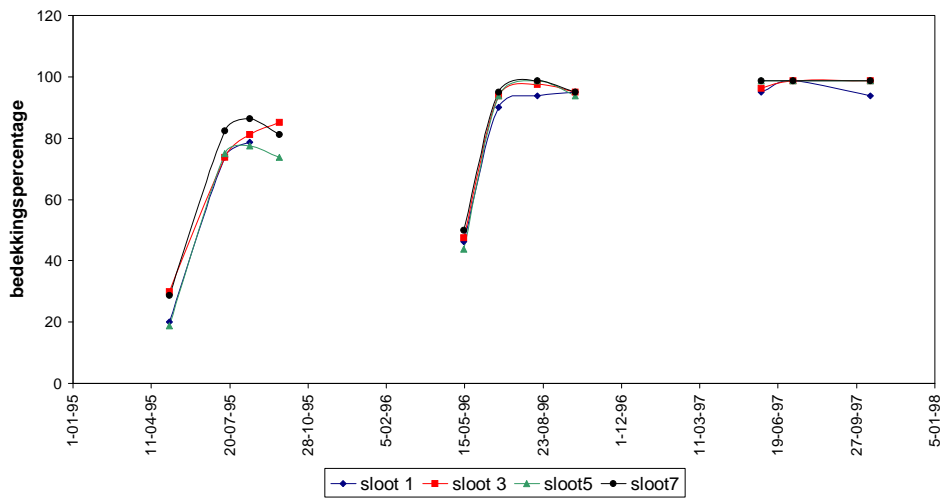


Fig. 3.2.1 Ontwikkeling van de rietbedekking in de verschillende sloten.

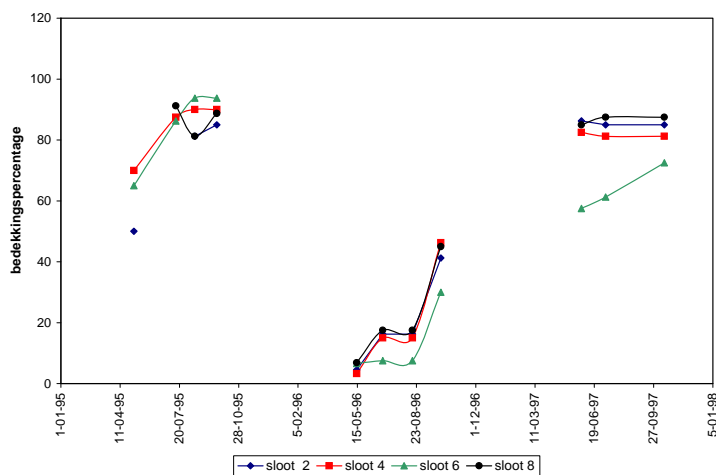


Fig. 3.2.2 Ontwikkeling van het Lisdodde bestand in verschillende sloten

### Waterplanten

De waterplantontwikkeling kwam langzaam op gang in de tweede helft van de sloten. Om de groei en vestiging wat te stimuleren zijn waterplanten uit omringende sloten uitgezet. Het betrof hier voornamelijk Gedoorn Hoornblad (*Cerathophyllum demersum*) en Smalle Waterpest (*Elodea*). In 1996 en 1997 kwam de ontwikkeling van waterplanten goed op gang, maar was zeer dynamisch en kon sterk van sloot tot sloot verschillen. Dominante waterplantsoorten in de sloten waren Smalle Waterpest, Gedoorn Hoornblad, Eendekroos, Schedefonteinkruid, Tenger Fonteinkruid, (*Lemna gibba*) en Gekroesd Fonteinkruid. Eendekroos kwam alleen in sloot 2 en sloot 7 tot dominante ontwikkeling. Gedoorn Hoornblad was alleen in de sloten 5 en 8 in 1995 in hoge dichtheden aanwezig, maar keerde in de daaropvolgende jaren vrijwel niet meer terug.

In een enkel sloot (nr. 6) ontwikkelde zich bodembewonende draadalgen (*Vaucheria* spp.).

In de zogenaamde blanco sloot (nr. 9) ontwikkelde zich overwegend draadalgen, drijvend en vastzittend op de bodem. Waterplanten kwamen, zoals de bedoeling was, in deze sloot vrijwel niet tot ontwikkeling.

### Algen en draadalgen

Op harde oppervlakken en op de bodem ontwikkelde zich een microbiële gemeenschap bestaande uit (meest eencellige) algen, bacteriën en schimmels, die tezamen met de daarin aanwezige organische stof en fauna wordt aangeduid als perifyton. In zuiveringsmoerassen vormt zich een laagje perifyton op de bodem, op de stengelbasis van helofyten en op de bovengrondse delen van ondergedoken waterplanten. Deze microbiële matten leggen bij hun groei N en P vast, en kunnen ook gesuspendeerde slibdeeltjes invangen. Wanneer de omstandigheden gunstig zijn, kan in het perifyton ook denitrificatie optreden. Op deze manieren kan het perifyton een bijdrage leveren aan de nutriëntenverwijdering in een zuiveringsmoeras.

In de helofytenvegetatie werd het perifyton op de bodem gedomineerd door diatomeeën en flagellaten (<10 µm), met lage aantallen voor groenalgen en blauwalgen. In de controlesloot was het aandeel van groenalgen op de bodem hoger, waarschijnlijk vanwege de grotere lichthoeveelheden. Ook op de stengelbasis van de helofyten en op PVC domineerden de diatomeeën, waarbij in het voorjaar groenalgen weer vanwege de hoge lichtinval belangrijker waren, en in het najaar de flagellaten gingen domineren.

### Zooplankton, macrofauna en vis

Reeds in 1995, een jaar na de aanleg van het filter, waren grote aantallen watervlooien (tot ca. 300/l) in het zomerhalfjaar aanwezig in het voorbezinkbassin. Deze watervlooien behoorden voor 70% tot het geslacht *Daphnia (magna en pulex)*. De hoge dichtheden bleven in stand door ontbreken van predatoren in het voorbezinkbassin. De watervlooien werden zeer groot en bleken in belangrijke mate te leven op de zgn. pin-point floes in het effluent, zeer fijn zwevend actief slib, waarop nog veel bacteriën aanwezig waren.

In het eerste onderzoeksjaar verkeerde het moerassysteem nog in een duidelijke pioniersfase getuige de grote hoeveelheden waterwantsen die zich in het systeem ontwikkelden. Dit had onder andere een massale eiafzetting op de elektroden tot gevolg die in de daarop volgende jaren achterwege bleef.

De macrofauna in het perifyton op stengels, PVC en bodem werd gedomineerd door muggenlarven, slakken en borstelwormen, waarbij onduidelijk is of en in welke mate deze groepen het perifyton eten.

Vis is tussen 1995 en 1998 niet of nauwelijks aanwezig geweest in het systeem. In 1998 werden voor het eerst enkele stekelbaarzen in de sloten aangetroffen. In 1999 ontbrak vis nog steeds in het voorbezinkbassin, maar waren dichtheden in sloten met een verblijftijd hoger dan 1 dag sterk toegenomen.

### Het vogelleven

Veel moerassystemen in de wereld zijn vermaard om hun watervogels. Knight (1997) geeft aan hoe de functies van afvalwaterzuivering en natuur op een eenvoudige en logische wijze gecombineerd kunnen worden. Er zijn voorbeelden van “constructed wetlands”, die een nevengebruik als recreatieterrein hebben en voorzien zijn van schuilhutten en uitzichttorens voor waarnemingen van het dierenleven in het moeras. In tabel 3.2.1 wordt een overzicht gegeven van de broedvogels in het moerassysteem. Lepelaars worden er regelmatig voedselzoekend gezien.

Tabel 3.2.1. Broedvogels in het moerassysteem in 1997 en 1998

Vogelsoort	Aantal 1997	Aantal 1998	Vogelsoort	Aantal 1997	Aantal 1998
Kuifeend	≥4	5	Tureluur	1	-
Slobeend	3	3	Meerkoet	≥3	≥5
Wilde eend	≥9	?	Waterhoen	2	≥1
Krakeend	2	4	Gele Kwikstaart	1	-
Stormmeeuw	1	-	Kleine Karekiet	12	≥7
Scholekster	2	1-2			

### 3.3 Macro-ionensamenstelling

#### De macroionen in effluent en moerassysteem

De concentraties van verschillende zogenaamde macro-ionen ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $CO_{2/3}$ ) ondergaan geen verandering na passage door het moerassysteem (tabel 3.3.1) en vormen als zodanig een stabiele eigenschap van het gehele systeem. De samenstelling wordt bepaald door het van het vaste land aangevoerde drinkwater.

Tabel 3.3.1. Overzicht van macro-ionen concentraties (mg/l) in effluent en moerassysteem

	Effluent		Sloten		moerassysteem	
	Gem.	Stdev.	Gem.	Stdev.	Gem.	Stdev.
<b>Cl</b>	186	42	186	37	179	43
<b>Ca</b>	75	12	72	12	73	11
<b>Fe</b>	0,2	0,1	0,3	0,3	0,3	0,1
<b>K</b>	26	5	25	6	25	5
<b>Mg</b>	12	2	12	2	12	1
<b>Na</b>	112	19	111	14	112	10
<b>SO4</b>	133	33	124	29	128	30
<b>COx</b>	3,1	0,6	2,9	0,6	2,9	0,6

Er is wel een duidelijk verschil met de samenstelling in het grond- en regenwater. Het grondwater is tamelijk brak met behalve hoge chloride- en natriumgehalten, ook hogere kalium- en magnesiumgehalten (fig. 3.3.1) dan in het effluent. Het calciumgehalte is in het effluent veel hoger dan in het grondwater, waarschijnlijk als gevolg van het feit dat het water afkomstig is uit het Rijn-IJssel gebied. Drinkwater wordt sinds 1990 aangevoerd van het vasteland. Het chloridegehalte is veel lager in het effluent (fig. 3.3.2).

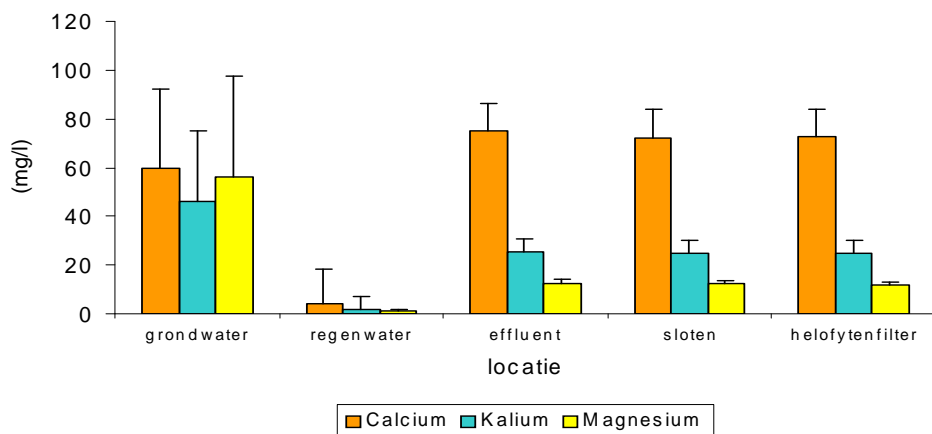


Fig. 3.3.1 Kalium-, Magnesium- en Calciumconcentraties in grond- en regenwater vergeleken met de concentraties in effluent van de rwzi, de sloten van het moerassysteem en het effluent van het moerassysteem.

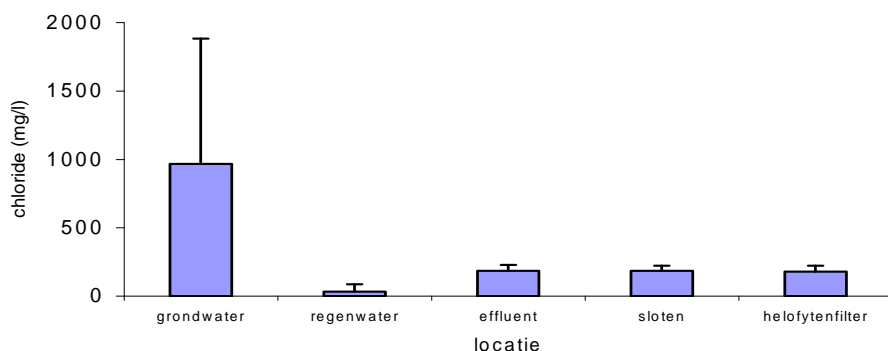


Fig. 3.3.2 Chlorideconcentraties in grond- en regenwater vergeleken met de concentraties in effluent van de rwzi, de sloten van het moerassysteem en het effluent van het moerassysteem.

### Vergelijking met het ontvangend oppervlaktewater

Met behulp van de chloride en calcium-ionen kan oppervlaktewater en grondwater getypeerd worden (Van Wirdum, 1980) in een referentiekader van grondwaterachtig, regenwaterachtig en zeewaterachtig water, of een mengvorm daarvan (zoals het referentiepunt “Rijnwater”). Dit wordt inzichtelijk gemaakt door EC (elektrisch geleidingsvermogen) en IR (Ionenratio) in een grafiek te combineren. Het effluent van de rwzi Eversteekoog en dus ook het effluent van het moerassysteem is wat betreft zijn macro-ionensamenstelling goed vergelijkbaar met Rijnwater, zoals al eerder werd vermoed (fig. 3.3.3).

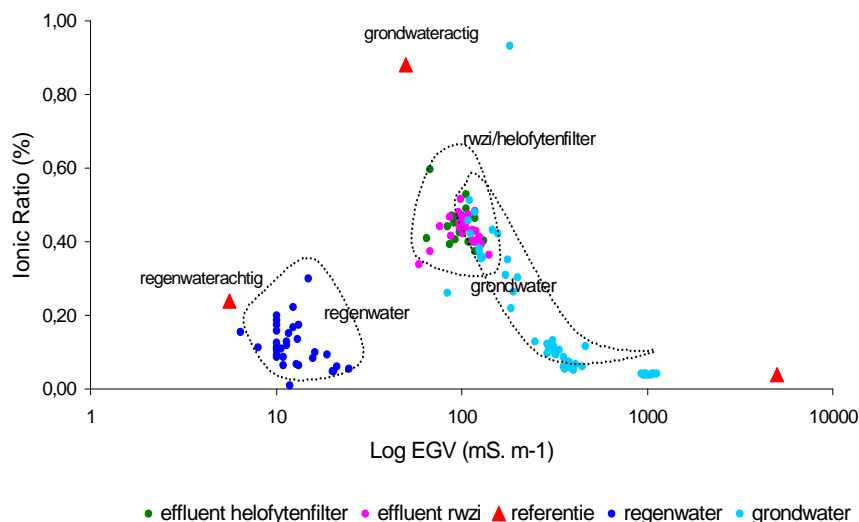


Fig. 3.3.3 IR-EC diagram waarin regen-, grond- en rwzi/moerassysteem water vergeleken is met de referentiewaarden zeewaterachtig, grondwaterachtig en regenwaterachtig.

Het grondwater onder het moerassysteem wordt echter sterk door zeewater beïnvloed. De neerslag op het moerassysteem blijkt niet noemenswaardig door “zoute neerslag” te worden beïnvloed en komt goed overeen met de referentie. In de oppervlaktewateren op het eiland zijn verschillende watertypen onderscheiden (Provinciaal Waterhuishoudingsplan 2, 1997) (fig. 3.3.4). Deze watertypen vormen ook het referentiebeeld voor het waterbeheer. Het oppervlaktewater waarop rwzi Eversteekoog momenteel loost behoort tot de typen brakke en zilte polderwateren. De lozing van de rwzi leidt tot nivellering van dit type, omdat het zoutgehalte veel lager is dan gewenst.

Het watertype “Algemene Polderwateren” sluit echter beter aan bij het karakter van het effluent (vgl. fig. 3.3.3 en fig. 3.3.5). Dat is de reden waarom op termijn de afvoer van het effluent naar dit watertype zal plaatsvinden.

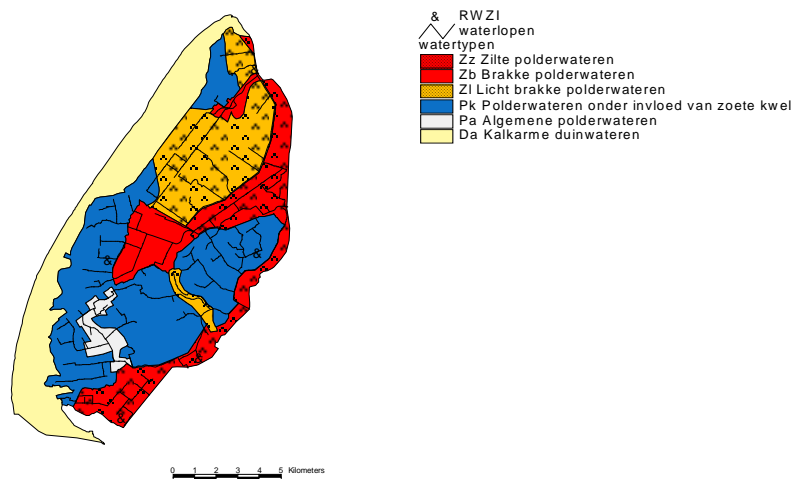


Fig. 3.3.4 Ligging van de verschillende door de provincie Noord-Holland gedefinieerde watertypen op Texel.

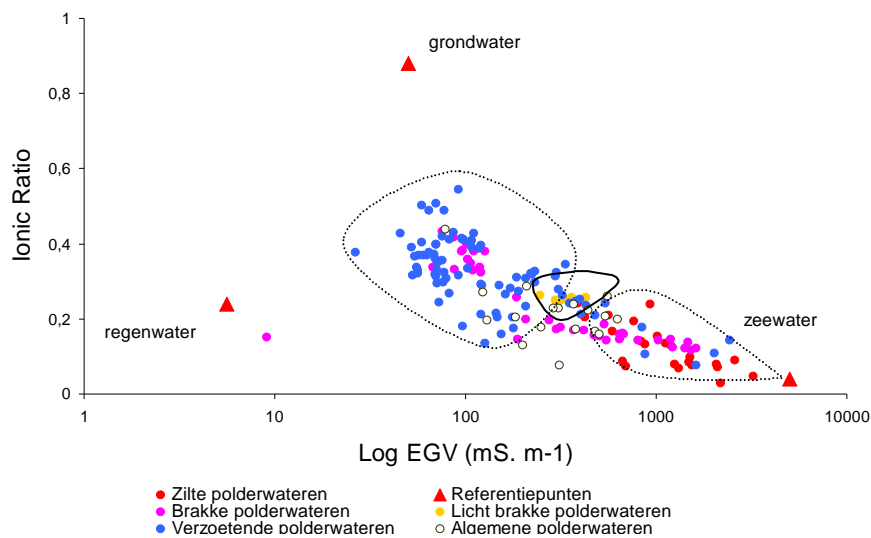
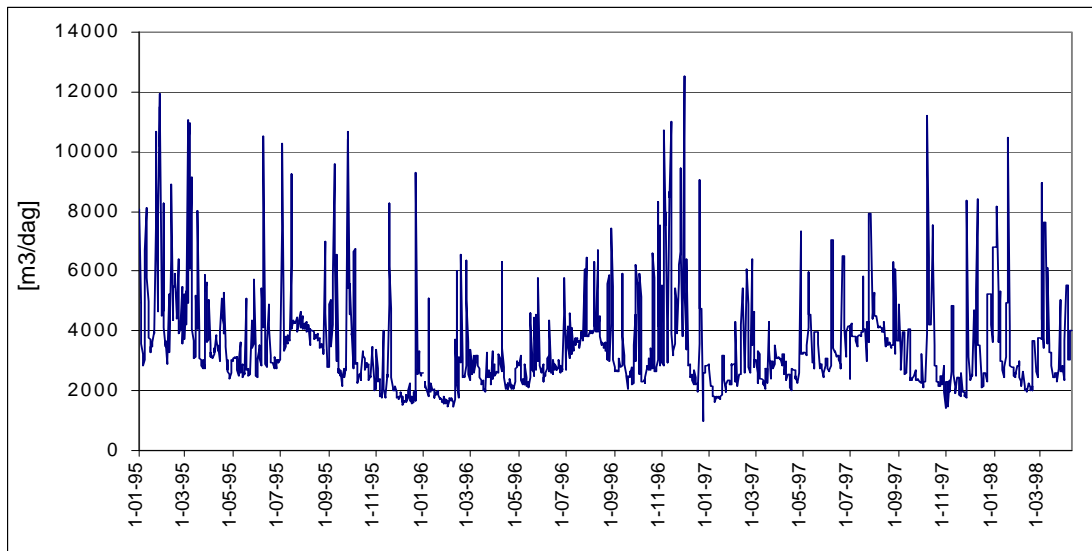


Fig. 3.3.5 EC-IR diagram van de verschillende door de provincie Noord-Holland gedefinieerde watertypen. (kleuren zijn vergelijkbaar)

### 3.4 Waterbalans

#### 3.4.1 Effluent van de rwzi Eversteekoog

Het debiet van het effluent van de rioolwaterzuiveringsinstallatie bedroeg in de periode 1995 t/m maart 1998 gemiddeld ca. 3534 m<sup>3</sup>/dag. De mediaan (ongeveer gelijk aan de droog-weer-afvoer) is 3036 m<sup>3</sup>/dag. Het effluent van de rwzi Eversteekoog bedraagt 1,29 miljoen m<sup>3</sup>/jaar (gemiddeld over 1995 t/m 1997). Het debiet varieert sterk over het etmaal, omdat de hoeveelheden worden beïnvloed door neerslag en watergebruik. In de ochtend- en avonduren treden pieken op. De effluentaanvoer wordt ook beïnvloed door het aantal toeristen op het eiland. In de zomer kan dit aantal oplopen tot ruim 40.000. Het maximale debiet van het rwzi-effluent dat op het moerassysteem kan worden geloosd, is de maximale capaciteit van de pomp: 550 m<sup>3</sup>/uur. Dit komt overeen met 13.200 m<sup>3</sup>/dag. Het maximale debiet is in de periode van de studie 12.517 m<sup>3</sup>/dag geweest. Het minimale debiet was 995 m<sup>3</sup>/dag (fig. 3.4.1).

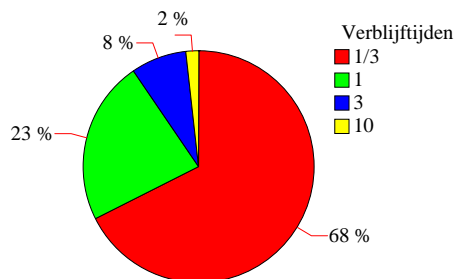


figuur 3.4.1 debiet van het effluent RWZI Eversteekoog; 1-1-1995 t/m 10-4-1998

#### 3.4.2 Aan- en afvoer per compartiment

In de eerste periode (1996/97) kregen de sloten gemiddeld vergelijkbare hoeveelheden water (ongeveer 1/9 van het effluent). De hoogte van de overstortranden van de stuwen stonden in periode 1 niet helemaal gelijk afgesteld, maar de verschillen tussen de sloten bij gemiddelde aanvoer was niet groot.

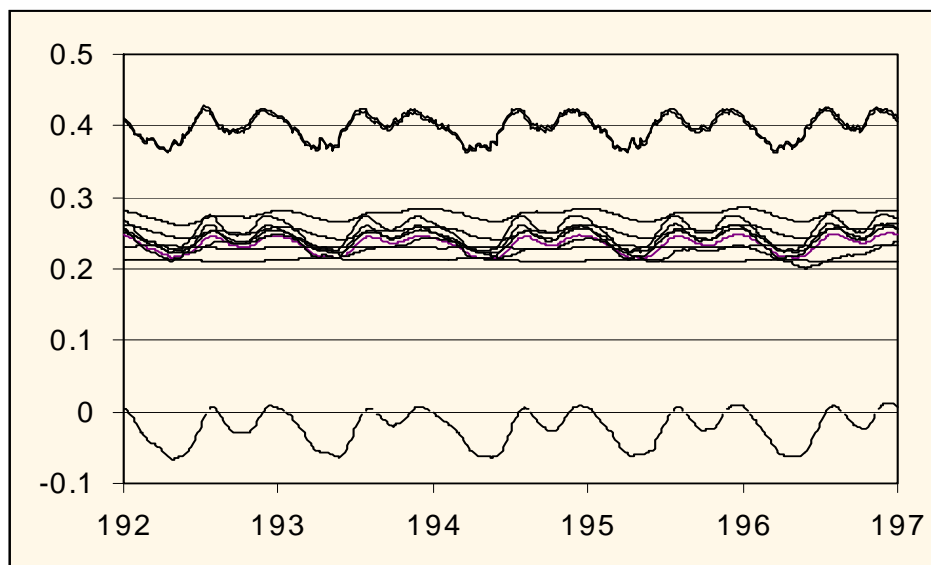
In de tweede periode (1997/98) hebben de sloten verschillende debieten opgelegd gekregen, door toepassing van verschillende soorten stuwen (fig. 3.4.2)



figuur 3.4.2 verdeling van het water uit het voorbezinkbassin over de 9 sloten in periode 2.

De waterstanden in de compartimenten in het moerassysteem veranderen onder invloed van de fluctuerende wateraanvoer van de rwzi. De twee pieken in de aanvoer van het effluent zijn ook waarneembaar in de waterstanden in voorbezinkbassin en sloten (fig. 3.4.3). De middelste lijnen (de sloten) verschillen van elkaar. De twee horizontale lijnen geven de waterstanden van de sloten 5 en 6 weer. Dit zijn sloten met een gering debiet en een lange verblijftijd, die water ontvingen via een pomp. De overige lijnen volgen de pieken in de effluentafvoer, waarbij de lijnen met een zeer beperkte fluctuaties de sloten vertegenwoordigen waar het meeste water doorheen stroomde (de sloten '1 en 4' en '3 en 8').

Behalve de verschillen in fluctuaties van de waterstanden is ook zichtbaar dat de pieken in de waterstanden zich in 2 tot 4 uur door het moerassysteem verplaatsen: Er is een kleine verschuiving in de tijd tussen de piek in de lijn van het voorbezinkbassin en de piek in de lijn van de afvoersloot.



Figuur 3.4.3 Waterstanden (mNAP) in het voorbezinkbassin (hoogste lijnen), de sloten (middelste lijnen) en de afvoersloot (onderste lijn) in de periode 11-7-1997 t/m 15-7-1997 (in periode 2).

### 3.4.3 Neerslag

De neerslag op het moerassysteem werd elektronisch geregistreerd met behulp van loggerapparatuur, gedurende de hele onderzoeksperiode. De meeste neerslag trad op in juni/juli en oktober/november. In de december/januari 1997/98 is ook veel neerslag gevallen (fig. 3.4.4)

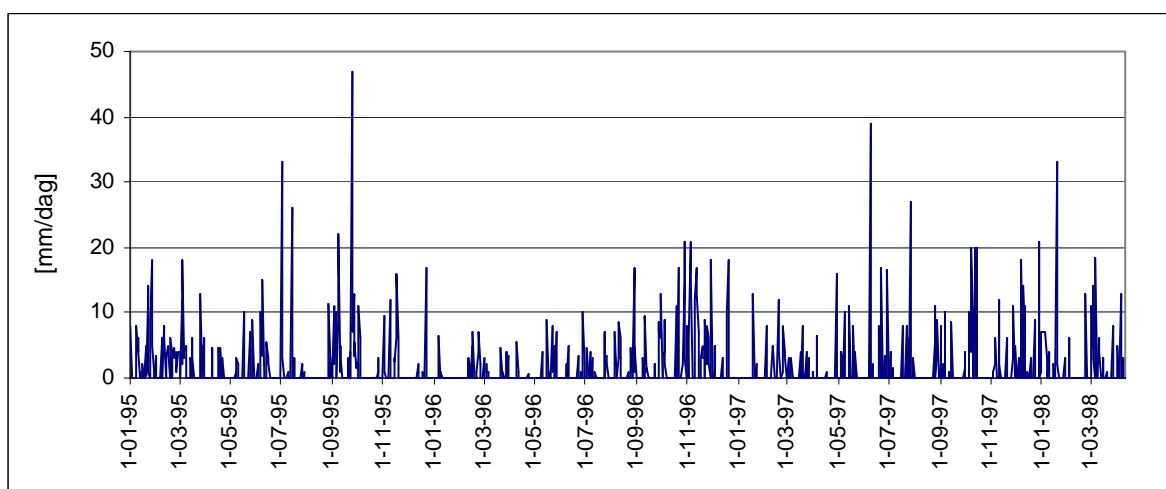
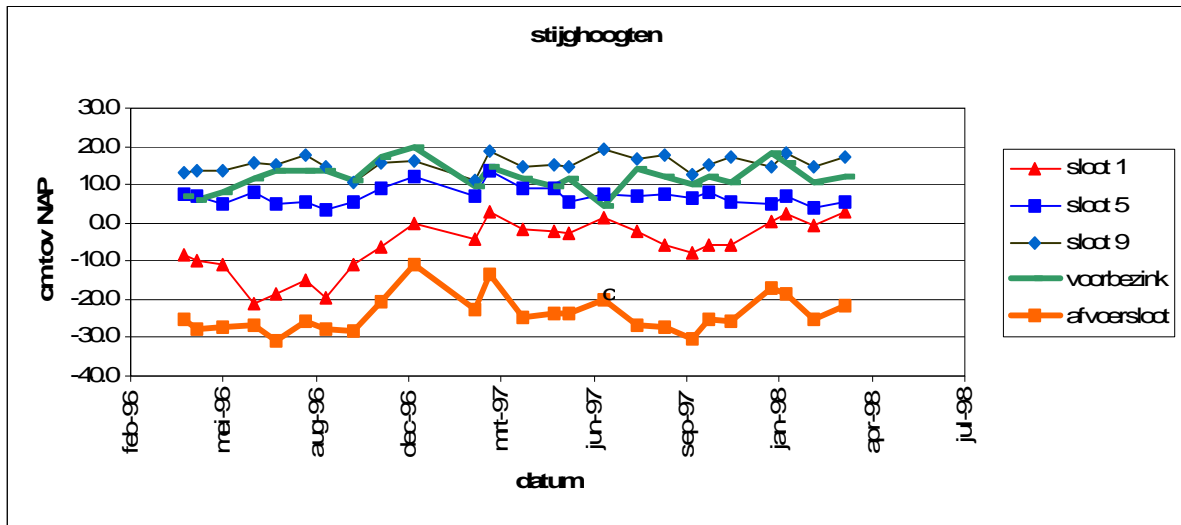


Fig. 3.4.4 Neerslag bij RWZI Eversteekooig; 1-1-1995 t/m 10-4-1998

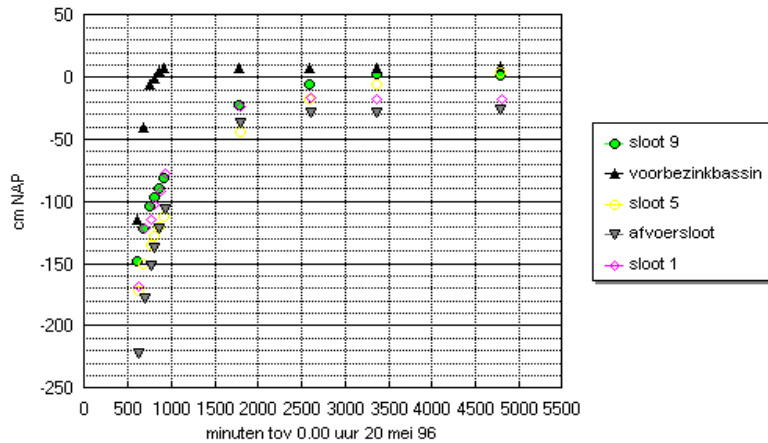
### 3.4.4 Kwel en infiltratie

Er treden geen grote fluctuaties op in de stijghoogten van de peilbuizen, die in het moerassysteem waren geïnstalleerd (fig. 3.4.5).



Figuur 3.4.5 Gemeten stijghoogten in de peilbuizen

Uit de metingen voor een pompproef op tussen 20 en 23 mei 1996 bleek dat het waterniveau zich na het leegpompen van de peilbuizen na ongeveer twee dagen herstelde (fig. 3.4.6). Duidelijk is te zien dat het water in de peilbuis bij het voorbezinkbassin sneller stijgt dan het water in de peilbuizen in de sloten. In potentie heeft het voorbezinkbassin dus een grotere infiltratie.



Figuur 3.4.6 Pompproeven bij vijf peilbuizen in het moerassysteem. Uitgevoerd op 20 t/m 23 mei 1996.



**Tabel 3.4.1 De berekende doorlatendheid k [m/d]**

voorbezink	0,144
gemiddeld bij de sloten	0,016
afvoersloot	0,023

De met de pompproef berekende doorlatendheid “k” (tabel 3.4.1) bij het voorbezinkbassin is waarschijnlijk te hoog, omdat in de praktijk bleek dat bij het omleiden van het effluent langs het moerassysteem, het waterniveau in het voorbezinkbassin niet snel daalde (1-2 cm per dag). Voor de berekeningen van de infiltratie vanuit het voorbezinkbassin is daarom gerekend met een lagere k, die meer overeenkomt met de bodembeschrijvingen en de literatuurwaarden: siltig matig fijn zand. (tabel 3.4.2)

**Tabel 3.4.2 k-waarden voor verschillende soorten afzettingen [m/d]. Uit: Grondwater in Nederland**

zand grof	5 - 100
zand fijn	0,1 - 5
silt	0,01 - 0,0001
klei	0,0001 - 0,000001

Met behulp van gegevens uit bovenstaande paragrafen en de waterhoogten in de compartimenten is de infiltratie berekend. Bij de balans (3.4.6) staan de waarden vermeld.

### 3.4.5 Berging

Als de aanvoer van de rwzi naar het moerassysteem wordt stopgezet, blijft het moerassysteem water afvoeren totdat de waterniveaus gelijk staan met de niveaus van de overstortranden van de stuwen ('nulsituatie'). Het volume van het systeem is dan 7.143 m<sup>3</sup>.

De fluctuaties in de compartimenten zijn niet zo groot geweest. In periode 1 varieerde de waterdiepte aan het begin van de sloten van 15 tot 20 cm; aan het eind van de sloten was dit 45 tot 50 cm. In periode 0 en 1 kwam het regelmatig voor dat de waterstanden ongeveer 5 cm hoger waren dan de overstorthoogten (gemiddelde situatie). De extra waterberging in de sloten ten opzichte van de 'nulsituatie' is 9,5 % (680 m<sup>3</sup> bovenop 7.143 m<sup>3</sup>). Bij een grote aanvoer van de rwzi konden de waterstanden meer dan 10 cm stijgen tov de 'nulsituatie' (met een maximum van 13 cm). Er was dan een berging van ca. 19,4% ten opzicht van de 'nulsituatie'. De toename van het volume bij stijging van de overstorthoogte wordt geïllustreerd in tabel 3.4.3.

**Tabel 3.4.3 Volume water in de compartimenten bij verschillende waterhoogten.**

	'nulsituatie'		+0,05 [m]		+0,10 [m]	
	waterhoogte [m NAP]	volume [m <sup>3</sup> ]	waterhoogte [m NAP]	volume [m <sup>3</sup> ]	waterhoogte [m NAP]	volume [m <sup>3</sup> ]
voorbezinkbassin	0,35	4.414	0,40	4.603	0,45	4.798
sloot 1	0,20	330	0,25	385	0,30	441
sloot 2	0,20	306	0,25	356	0,30	407
sloot 3	0,20	272	0,25	322	0,30	373
sloot 4	0,20	248	0,25	298	0,30	349
sloot 5	0,20	250	0,25	298	0,30	348
sloot 6	0,20	248	0,25	298	0,30	348
sloot 7	0,20	237	0,25	287	0,30	337
sloot 8	0,20	240	0,25	289	0,30	340
sloot 9	0,20	230	0,25	280	0,30	331
Afvoersloot	-0,10	367	-0,05	410	0,00	454
<b>Totaal</b>		7.143		7.824		8.527

### 3.4.6 Waterbalans

De waterbalans in het moerassysteem voor periode 1, waarin alle sloten een vergelijkbare verblijftijden hadden en periode 2, waarin verschillende verblijftijden waren gecreëerd is opgenomen in tabel 3.4.4. Zoals verwacht hebben verdamping en neerslag een betrekkelijk geringe invloed op de waterbalans van het systeem; 1 tot 2 % van het totale debiet. Ook infiltratie is betrekkelijk gering. De invloeden zijn groter bij langere verblijftijden. Bij een HRT van 10 dagen is de bijdrage van de neerslag op de sloot gemiddeld 6%. In de sloten 5 en 6 met de kleinste wateraanvoer blijken de aanvoerpost neerslag en de afvoerposten infiltratie en evapotranspiratie relatief belangrijker te worden. De infiltratie is bij gemiddelde aanvoer bijna 9%.

**Tabel 3.4.4 Overzicht van de balansposten (gemiddelde waarde per periode).**

		m3 /periode.compartiment				%			
		periode 1		periode 2		periode 1		periode 2	
		96-97	97-98	zomer 97	winter 97-98	96-97	97-98	zomer 97	winter 97-98
		apr 96 - mrt 97	apr 97 - mrt 98	1 apr 97 - 21 okt 97	22 okt 97 - 31 mrt 98	apr 96 - mrt 97	apr 97 - mrt 98	1 apr 97 - 21 okt 97	22 okt 97 - 31 mrt 98
sloot 1-9	Asl	129.117				99,53			
	N	610				0,47			
	Usl	128.393				98,97			
	I	705				0,54			
	E	629				0,48			
sloot 1 en 4 HRT= 0,3 d	Asl		408.862	234.996	173.866		99,82	99,83	99,81
	N		728	396	332		0,18	0,17	0,19
	Usl		408.064	234.314	173.750		99,63	99,54	99,74
	I		827	483	344		0,20	0,20	0,20
	E		699	596	103		0,17	0,25	0,06
sloot 3 en 8 HRT= 1 d	Asl		138.485	79.595	58.890		99,50	99,52	99,46
	N		700	380	319		0,50	0,48	0,54
	Usl		137.873	79.040	58.833		99,06	98,83	99,36
	I		640	363	277		0,46	0,45	0,47
	E		672	573	99		0,48	0,72	0,17
sloot 2 en 7 HRT= 3 d	Asl		46.081	26.451	19.630		98,52	98,60	98,42
	N		690	375	315		1,48	1,40	1,58
	Usl		45.475	25.902	19.573		97,23	96,55	98,14
	I		632	359	274		1,35	1,34	1,37
	E		664	566	98		1,42	2,11	0,49
sloot 5 en 6 HRT= 10 d	Asl		10.925	6.095	4.830		94,05	94,19	93,86
	N		692	376	316		5,95	5,81	6,14
	Usl		10.341	5.570	4.771		89,02	86,08	92,71
	I		611	335	277		5,26	5,17	5,38
	E		665	566	98		5,72	8,75	1,91

Asl= aanvoer in sloot, N= neerslag, U= afvoer van sloot, E= evapotranspiratie, I= infiltratie

Voor een goede vergelijkingsmogelijkheid zijn de gegevens uit tabel 3.4.4 omgerekend in mm per periode (tabel 3.4.5).

**Tabel 3.4.5 Overzicht van de gemiddelde balansposten voor de aangegeven perioden [mm/ (periode \*compartment)] (voor de betekenis van de afkortingen zie tabel 3.4.4)**

		mm / periode			
		periode 1		periode 2	
		96-97	97-98	zomer 97	winter 97-98
		apr 96 - mrt 97	apr 97 - mrt 98	1 apr 97 - 21 okt 97	22 okt 97 - 31 mrt 98
sloten 1 t/m9	Asl	132.067			
gemiddeld per sloot	N	624			
	Usl	131.326			
	I	721			
	E	643			
sloot 1 en 4 (verblijftijd 0,3d)	Asl		402.225	231.182	171.043
	N		716	389	327
	Usl		401.440	230.510	170.930
	I		814	475	339
	E		688	586	102
sloot 3 en 8 (verblijftijd 0,7d)	Asl		142.036	81.636	60.400
	N		718	390	328
	Usl		141.408	81.066	60.341
	I		657	373	284
	E		689	587	102
sloot 2 en 7 (verblijftijd 2,3d)	Asl		47.605	27.326	20.279
	N		713	387	325
	Usl		46.978	26.758	20.220
	I		653	371	283
	E		686	584	101
sloot 5 en 6 (verblijftijd 9,3d)	Asl		11.393	6.356	5.036
	N		721	392	329
	Usl		10.783	5.808	4.975
	I		638	349	289
	E		693	591	102

### Verblijftijden

In periode 1 varieerde de gemiddelde verblijftijd van het water in de sloten van 17 uur tot ruim één dag (tabel 3.4.7).

Deze variatie treedt op doordat de volumina van de sloten niet gelijk zijn en omdat een verschil van één cm tussen de hoogten van de overstortranden van de stuwen al leidt tot een andere verdeling over de sloten. Opvallend is de zeer korte verblijftijd van het water in het systeem bij grote piekaanvoer vanuit de rwzi (in periode 1 15 uur). Dit betekent dat het moerassysteem regelmatig in korte tijd wordt doorgespoeld. Ook opmerkelijk is de verblijftijd in de afvoersloot. Omdat de afvoersloot al het water vanuit de sloten ontvangt en in vergelijking met het voorbezinkbassin klein is, is de verblijftijd daar zeer kort (gemiddeld 3½ uur).

In periode 2 werd voor verschillende sloten een andere verblijftijd ingesteld door toepassing van verschillende type stuwen. Om een verblijftijd van ca. 10 dagen te bereiken (in sloot 5 en 6) werd een pomp geïnstalleerd. De werkelijk gemeten verblijftijd kwam redelijk goed overeen met de ingestelde verblijftijd (tabel 3.4.6)

**Tabel 3.4.6 Verbleeftijd (dagen) bij gemiddelde aanvoer vergeleken met de ingestelde verbleeftijd (dwa).**

<b>Slotnummers</b>	<b>Ingestelde verbleeftijd (d)</b>	<b>gemeten verbleeftijd (d)</b>
<b>sloot 1 en 4</b>	0,3	0,29
<b>sloot 2 en 7</b>	3	2,30
<b>sloot 3 en 8</b>	1	0,80
<b>sloot 5 en 6</b>	10	9,29
<b>sloot 9</b>	3	1,98

**Stroomsnelheden**

Doordat de sloten in de eerste delen met helofyten ondieper zijn dan in het tweede gedeelte met waterplanten, stroomt het water in de ondiepe delen sneller (tabel 3.4.6). De verandering in de stroomsnelheden aan het einde van periode 1 als gevolg van het veranderen van de stuwen zijn duidelijk waar te nemen. Sloot 1 en 4 ontvangen het meeste water en in deze sloten zijn de stroomsnelheid het grootst. In sloot 5 en 6 zijn de verbleeftijden het grootst: het water stroomt met een snelheid van 10 tot 15 m/d in 9 à 10 dagen door de sloten.

**Tabel 3.4.7 Gemiddelde stroomsnelheden en verbleeftijden in de compartimenten**

	Stroomsnelheid				Gemiddelde verbleeftijd	
	Ondiep		diep		periode 1	periode 2
	Periode 1	periode 2	periode 1	periode 2		
	(m/d)	(m/d)	(m/d)	(m/d)	(d)	(d)
vbz	86	93			1,41	1,31
s11	185	740	87	349	1,05	0,32
s12	410	133	114	37	0,87	2,66
s13	311	317	136	138	0,81	0,79
s14	236	864	130	477	0,75	0,25
s15	285	21	173	13	0,70	9,37
s16	300	25	147	12	0,77	9,21
s17	288	102	160	56	0,74	2,11
s18	368	382	144	149	0,74	0,71
s19	528	186	136	48	0,70	1,98
afv	930	1006			0,14	0,12

## 4 Voedingsstoffen

### 4.1. Waterkwaliteit: het stikstof- en fosforgehalte

#### Seizoensverloop

Het gehalte aan ammonium (fig. 4.1.1) in het rwzi-effluent is gewoonlijk zeer laag, afgezien van enkele hoge pieken in de winterperiode. Duidelijk is te zien dat deze hoge ammoniumpieken in veel mindere mate terug te vinden zijn aan het eind van de riet- en lisdoddensloten: rond dag 450 wordt een gehalte van 20-30 mg l<sup>-1</sup> gereduceerd tot 10 mg l<sup>-1</sup>, hetgeen gepaard gaat met een stijging van het nitraatgehalte (fig. 4.1.2). Blijkbaar vindt gedurende zo'n winterperiode in de riet- en lisdoddensloten nitrificatie plaats. Gedurende de rest van het jaar liggen de ammoniumgehalten in de sloten vrijwel steeds lager dan die in het rwzi-effluent en voorbezinkbassin. Dit geldt in nog sterkere mate voor het nitraatgehalte, dat, zeker wanneer men de korte verblijftijd van 1 dag in aanmerking neemt, zeer behoorlijk wordt verlaagd.

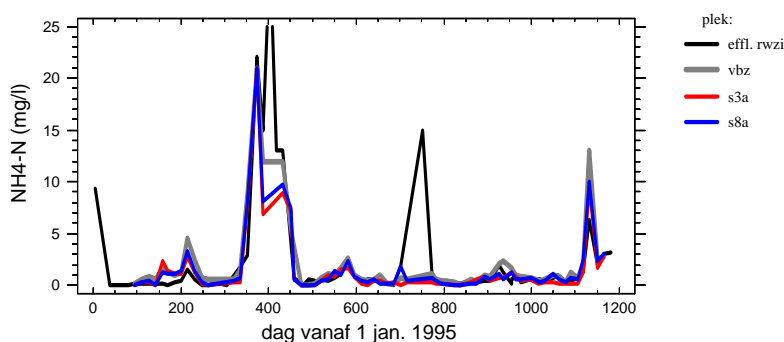


Fig. 4.1.1 Verandering in het ammoniumgehalte in sloot 3 en 8 op verschillende plaatsen in het tracé rwzi-moerassysteem.

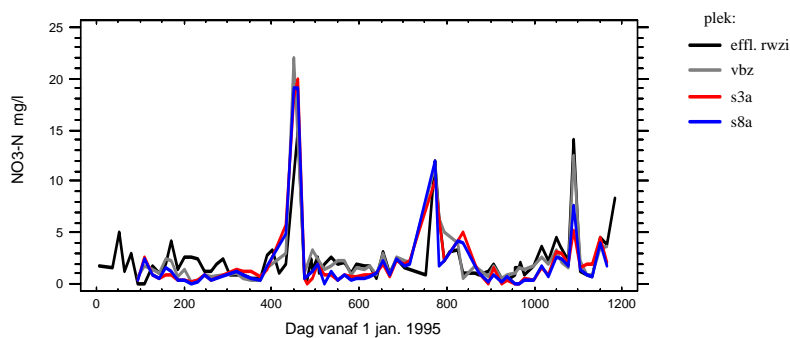


Fig. 4.1.2 Verandering in het nitraatgehalte op verschillende plaatsen in het tracé rwzi-moerassysteem (sloot 3 en 8).

In de figuren (4.1.3) en (4.1.4) zijn de resultaten voor de twee-wekelijkse metingen voor totaal N en P gegeven voor de meetperiode van 1995-1998. Het totaal N-gehalte vertoont enkele hoge pieken gedurende de winterperioden (50-100 dagen). In de rest van het jaar is sprake van relatief geringe fluctuaties. Net als bij het ammoniumgehalte zijn deze hoge waarden in de winter het gevolg van de lage temperatuur en van het stilleggen van één van beide zuiveringscircuits in de rwzi. Voorts blijkt dat het gehalte aan het eind van beide

sloten vrijwel steeds lager is dan dat in het effluent en het voorbezinkbassin. De omgekeerde situatie, hogere gehalten aan het eind van de riet- en lisdoddensloot dan in het effluent, komen vrijwel niet voor. Er is dus duidelijk sprake van een vrijwel continue N-verwijdering in het systeem. Het totaal P-gehalte vertoont daarentegen een onregelmatig fluctuerend verloop, waarbij de verschillende monsterpunten en sterk gelijkend beeld laten zien. De gehalten in de riet- en lisdoddensloten liggen nu eens hoger, dan weer lager dan de gehalten in het rwzi-effluent en het voorbezinkbassin. Er vindt dus weliswaar verwijdering van fosfor plaats, maar deze wordt voor een groot deel gecompenseerd door afgifte van fosfor op andere tijdstippen.

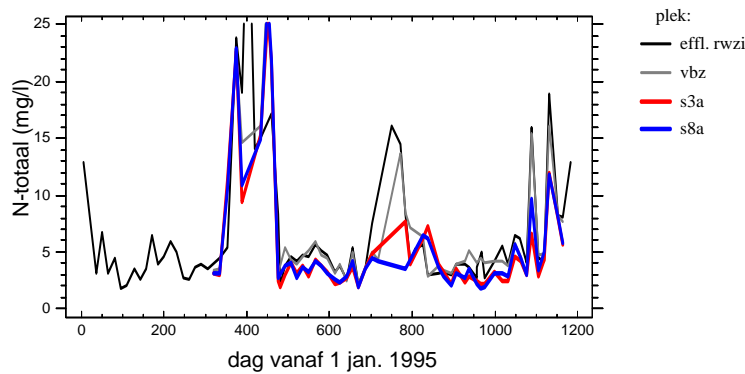


Fig. 4.1.3 Verandering in het totaal N-gehalte op verschillende plaatsen in het tracé rwzi -> moerassysteem.

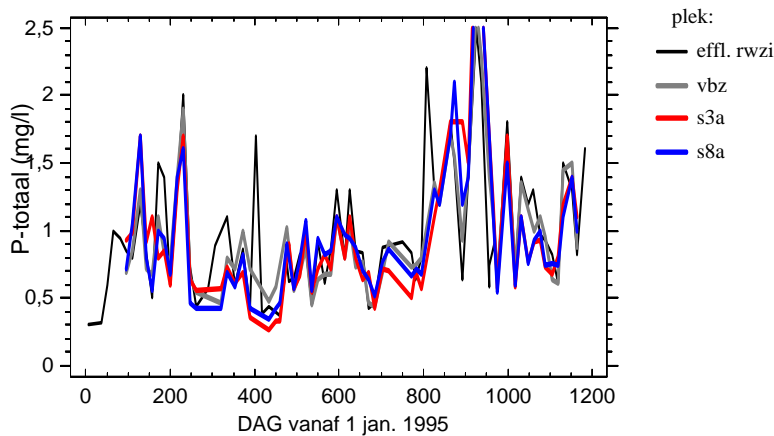


Fig. 4.1.4 Verandering in het Totaal P-gehalte op verschillende plaatsen in het tracé rwzi-moerassysteem.

#### Intensieve meetperiode

Gedurende de intensieve meetperiode in juli 1996 vertonen de gehalten ammonium en nitraat in het rwzi-effluent sterke, aan elkaar tegengestelde fluctuaties (fig. 4.1.5 en 4.1.6). Deze zijn terug te voeren op de sturing van het nitrificatieproces in de oxidatiesloot van de rwzi. Bij een hogere aanvoer overdag kan niet alle stikstof worden genitrificeerd, waardoor het ammoniumgehalte oploopt. Tegelijkertijd wordt het gehalte aan nitraat in de rwzi lager doordat de denitrificatie onder deze omstandigheden beter verloopt. De fluctuaties worden in het voorbezinkbassin sterk afgevlakt door menging en buffering. De gehalten ammonium en nitraat

aan het einde van het systeem zijn nog verder afgevlakt en zijn duidelijk lager dan die in het effluent van de rwzi.

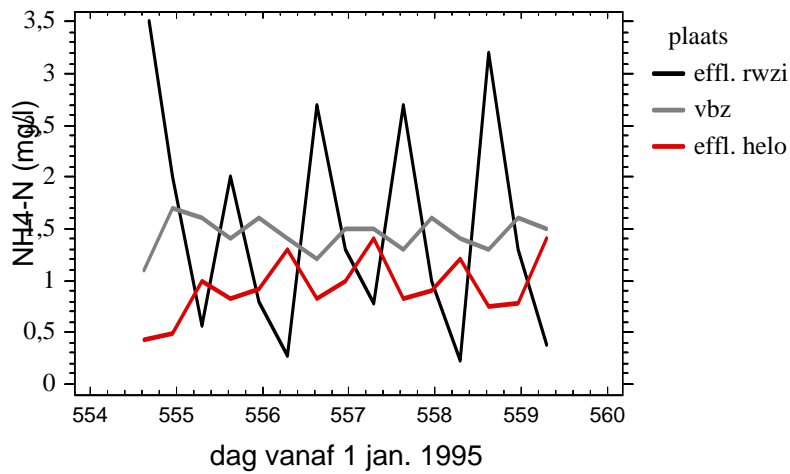


Fig. 4.1.5 Bufferende werking van het voorbezinkbasin op de ammoniumconcentratie in het effluent.

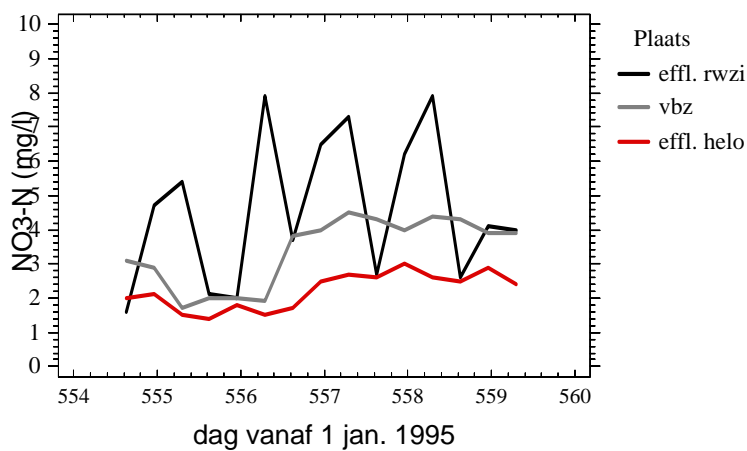


Fig. 4.1.6 Bufferende werking van het voorbezinkbasin op de nitraatconcentratie in het effluent.

De gehalten aan totaal-N en totaal-P (fig. 4.1.7 en 4.1.8) laten zien dat beide aan het eind van het systeem relatief stabiele gehalten hebben die een stuk lager liggen dan die in het rwzi-effluent. De N- en P-verwijdering vindt ten dele in het voorbezinkbasin plaats en ten dele in de riet- en lisdoddenloten. Het systeem verlaagt in een dergelijke zomerperiode het totaal N-gehalte van 8 tot 5 mg N l<sup>-1</sup> en het totaal P-gehalte van 0,9 tot 0,5 mg P l<sup>-1</sup>.

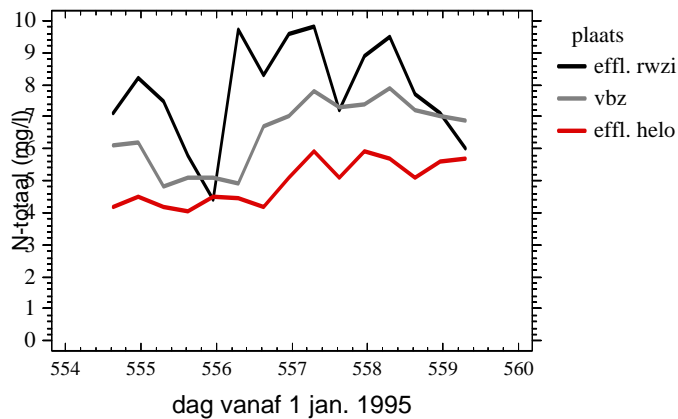


Fig. 4.1.7 Het moerassysteem verlaagt het N-totaal gehalte van 8 tot 5 mg/l in juli 1996.

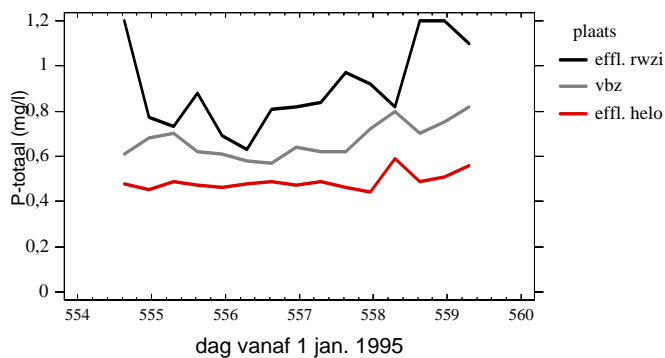


Fig. 4.1.8 In juli 1996 reductie van de totaal P-concentratie van 0,85 mg/l naar 0,50 mg/l in het moerassysteem.

#### Invloed van de vegetatie en de verblijftijd

Bij de vergelijking van de jaargemiddelden ammonium en nitraat voor slootvakken met verschillende vegetatie en verblijftijd (fig. 4.1.9 en 4.1.10) blijkt dat sloten met een verblijftijd van 0,3 dag geen verschillen laten zien met de concentraties in rwzi-effluent en voorbezinkbassin. Bij de verblijftijd van 1 dag laten zowel de riet- als de lisdoddensloot een lager mediaan nitraatgehalte zien dan rwzi en voorbezinkbassin. Bij de verblijftijden 3 en 10 dagen is dit verschil ook, in toenemende mate, te zien bij zowel ammonium als nitraat. Duidelijk blijkt dus dat een langere verblijftijd leidt tot lagere, en minder fluctuerende, ammonium en nitraatconcentraties. Bij de verblijftijd van 3 dagen is nog een effect van de vegetatie waarneembaar: de ammoniumconcentraties zijn lager in de rietsloot dan in de lisdoddensloot, terwijl de controlesloot zonder vegetatie geen verschillen laat zien met het rwzi-effluent.



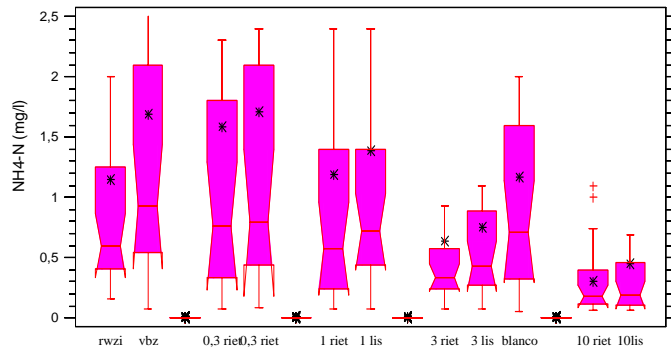


Fig. 4.1.9 Effecten van de vegetatie op de verwijdering van ammonium-N. Vooral goede resultaten met riet bij een verblijftijd van 3 dagen.

Ook voor het totaal N-gehalte geldt dat de verblijftijd de belangrijkste factor is die leidt tot verschillen in de mate waarin de concentraties aan het eind van het systeem verlaagd zijn t.o.v. het rwzi-effluent. Wanneer de verblijftijd oploopt van 0,3 naar 10 dagen daalt de gemiddelde concentratie totaal-N in het effluent geleidelijk van 5-6 tot 2-3 mg N l<sup>-1</sup>. De regressie van de concentraties van het effluent van het moerassysteem tegen de verblijftijd laat voor ammonium een duidelijk seizoenseffect zien.

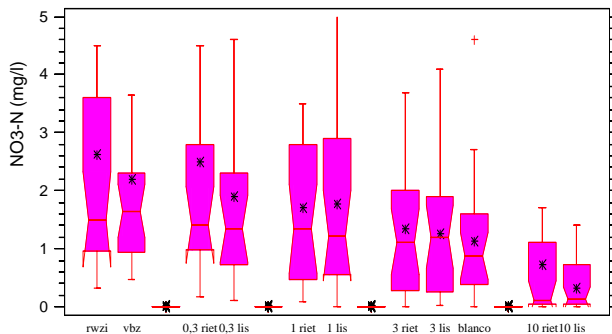


Fig. 4.1.10 Effecten van de vegetatie op de verwijdering van nitraat zijn gering. Verblijftijd is wel belangrijk.

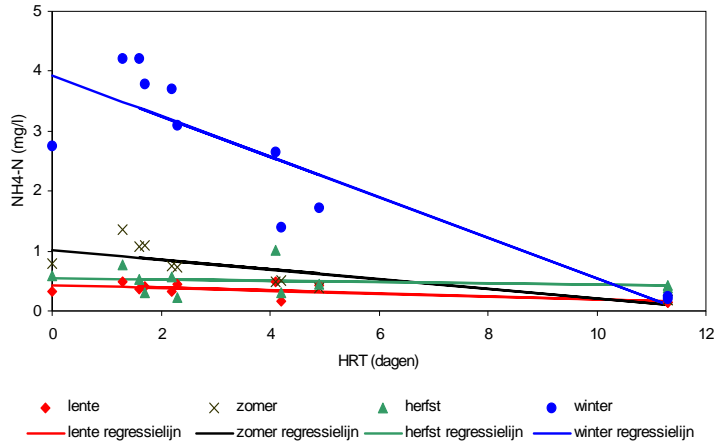


Fig. 4.1.11 Bij hoge gehalten Ammonium-N (in de winter) wordt een goede verwijdering bereikt.

In de winter, wanneer de rwzi-effluentconcentraties het hoogst zijn, vinden we een sterke vermindering van de ammoniumconcentratie aan het eind van het systeem die afhangt van de verblijftijd (fig. 4.1.11). Bij de langst onderzochte verblijftijd van 10 dagen komt de ammoniumconcentratie in de buurt van de lage waarden die in de rest van het jaar ook bij kortere verblijftijden worden gevonden. De nitraatconcentratie in het effluent van het moerassysteem vertoont in alle seizoenen een afname met de verblijftijd (fig. 4.1.12). Ook hier zijn de concentraties in het rwzi-effluent in het herfst en winter hoger dan in lente en zomer, hetgeen leidt tot een groter effect van de verblijftijd in het winterhalfjaar. Net als bij ammonium, leidt de verblijftijd van 10 dagen tot een lage concentratie met weinig spreiding.

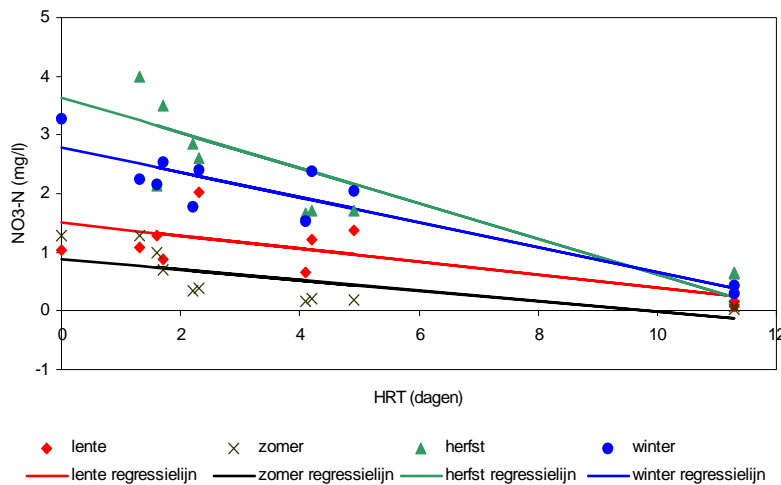


Fig. 4.1.12 Duidelijke invloed van de verblijftijd in het moerassysteem op het nitraatgehalte

Het totaal P-gehalte laat een heel ander beeld zien: er zijn geen verschillen tussen de concentraties in het rwzi-effluent en aan het eind van het systeem. Verblijftijd noch vegetatietype hebben blijkbaar invloed op het gedrag van deze parameter. De gemiddelden liggen voor het gehele systeem onder alle geteste omstandigheden rond de  $1 \text{ mg P l}^{-1}$ .

Er is een duidelijk seizoenseffect waarneembaar in het fosforgehalte bij passage door het moerassysteem (fig. 4.1.13). In lente en zomer vinden we een, zij het geringe, toename van de concentratie met de verblijftijd. Blijkbaar wordt dan gedurende het verblijf in het systeem fosfor aan het water nageleverd. In herfst en winter vinden we een eveneens geringe afname van de concentratie met de verblijftijd. De P-concentratie wordt dus slechts marginaal door het systeem beïnvloed, waarbij een geringe verwijdering in het winterhalfjaar wordt gecompenseerd door een geringe nalevering in het zomerhalfjaar.

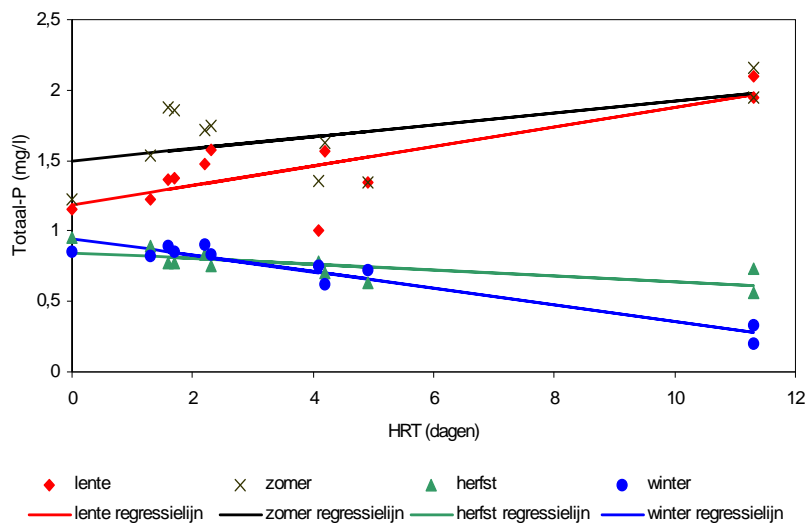


Fig. 4.1.13 Verwijdering van Totaal P trad alleen op in herfst en winter; in de zomer trad P-afgifte op.

#### De resultaten kort samengevat:

- In het systeem vindt een duidelijke N-verwijdering plaats, die o.a. tot uiting komt in het afvlakken van ammoniumpieken in het winterhalfjaar. Het verdwenen ammonium is slechts ten dele als stijging van het nitraatgehalte terug te vinden.
- Er is een duidelijk verband tussen de verblijftijd en de N-verwijdering. Wanneer de verblijftijd toeneemt tot 10 dagen zijn zowel het ammonium- als het nitraatgehalte constant laag (beide  $< 0.5 \text{ mg/l}$ ). Bij kortere verblijftijden lopen beide gehalten op, vooral in het winterhalfjaar.
- Het moerassysteem vlakt piekconcentraties af.
- Het fosforgehalte wordt, over een gehele jaarcyclus bezien, niet noemenswaardig verlaagd in het systeem. In voorjaar en zomerperiode wordt fosfor nageleverd door het moerassysteem. In najaar en winter wordt fosfor verwijderd. Bij een langere verblijftijd is in deze periode de verwijdering beter. Onduidelijk op dit moment is of deze verwijdering door verblijftijd, of door rijping van het slootsysteem tot stand komt.

## 4.2. De helofyten en ondergedoken waterplanten in het systeem

In dit hoofdstuk zal de opname van N en P door de helofyten-vegetatie worden behandeld, waarbij aandacht besteed zal worden aan het seizoensverloop van de berging van nutriënten in de helofyten-biomassa. Hierbij komt ook de invloed van de verblijftijd op de nutriëntenopname aan de orde, en wordt het effect van verschillende vormen van maaibeheer op de nutriëntenverwijdering behandeld. De aanpak van het onderzoek omvatte een populatiedynamische studie gedurende 3 groeiseizoenen in permanente proefvlakken van 50 x 50 cm, gecombineerd met metingen van drooggewicht en nutriënteninhoud van 12 spruiten rondom ieder proefvlak. Aan het eind van het hoofdstuk zal ook de rol van de ondergedoken waterplanten aan de hand van de resultaten van metingen gedurende één groeiseizoen worden toegelicht.

### Biomassa en nutriëntenopname van de helofyten

De biomassa van de helofyten vertoonde het normale beeld van een sterke toename van 400 g DS m<sup>-2</sup> (gram droge stof per m<sup>2</sup>) begin mei via 1500 g DS m<sup>-2</sup> eind juni tot ongeveer 2200 g DS m<sup>-2</sup> eind augustus. Daarna daalde de biomassa naar ongeveer 1900 g DS m<sup>-2</sup> eind oktober. Er waren geen duidelijke verschillen tussen Riet en Lisdodde in het biomassaverloop. Wel had de grote Lisdodde een groter aandeel zaden in de biomassa dan Riet. In 1997 vertoonde de biomassa (nog) geen effect van de verschillende verblijftijden. Het N-gehalte en P-gehalte van de spruiten gaf in de genoemde periode een duidelijke daling te zien (fig. 4.2.1a en 4.2.1b). In de periode mei-augustus werd deze daling veroorzaakt door de enorme biomassaontwikkeling, die sneller verliep dan de verdere N-opname, waardoor de aanwezige N en P werd 'verdund'. In de periode van augustus tot oktober werd de verdere daling veroorzaakt door retranslocatie van N en P naar de rhizomen. Deze retranslocatie was bij Riet veel sterker dan bij Lisdodde. Verder bleek dat Riet over het algemeen hogere N-concentraties en lagere P-concentraties had als Lisdodde. In alle gevallen waren de N- en P-concentraties lager bij 10 dagen verblijftijd dan bij 1 dag verblijftijd, waaruit kan worden opgemaakt dat de langere verblijftijd het nutriëntenaanbod voor de planten duidelijk negatief beïnvloed heeft.

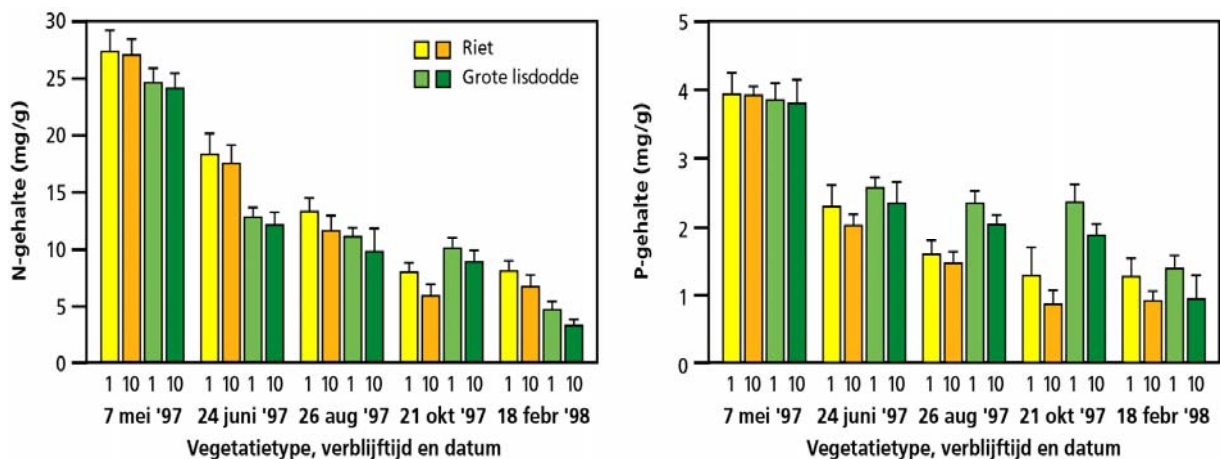


Fig. 4.2.1 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) in nieuwe (van dit groeiseizoen) spruiten van riet en grote lisdodde in sloten met een verblijftijd van 1 (R1: riet, L1: grote lisdodde) of 10 dagen (R10: riet, L10: grote lisdodde) van mei 1997- februari 1998. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=8$ ).

De totale hoeveelheden N en P in de helofyten per eenheid van slootoppervlakte (Fig. 4.2.2a en 4.2.2b) geven een duidelijk beeld van de opname van deze nutriënten die optreedt vanaf het vroege voorjaar (februari) tot het eind van de zomer (augustus). De opgenomen nutriënten zijn voornamelijk afkomstig uit het doorstromende water; de oppervlakkige beworteling van beide soorten, en de adventiefwortels van Riet in de waterlaag wijzen hier op. Duidelijk bleek hier weer de invloed van de verblijftijd, en de hogere N-opname van Riet, en P-opname van Lisdodde. Ook bleek dat de nutriënten in de bovengrondse biomassa slechts een tijdelijke, seizoensgebonden berging vinden van februari tot augustus. In de rest van het jaar verliest de vegetatie veel nutriënten door uitspoeling en strooiselval, die samenhangen met het afsterven van de planten.

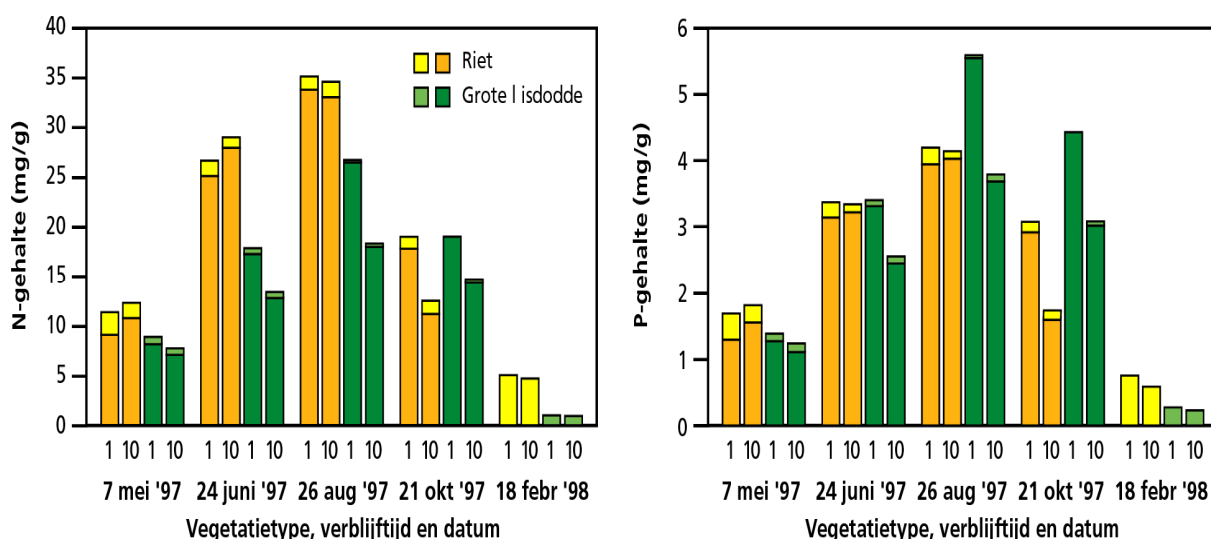


Fig. 4.2.2 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per m<sup>2</sup> slootoppervlak van oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) spruiten van riet- en grote lisdodde in sloten met een verblijftijd van 1 (R1: riet, L1: grote lisdodde) of 10 dagen (R10: riet, L10: grote lisdodde) van mei 1997- februari 1998. Data zijn gemiddelden ± standaarddeviaties (n=8).

Ook vindt dan retranslocatie naar de ondergrondse delen van de vegetatie plaats. Dit wordt geïllustreerd in Tabel 4.2.1, waarin voor Riet de biomassa en N- en P-gehalten zijn vergeleken voor boven- en ondergronds materiaal in juni en oktober/november. Duidelijk bleek dat de biomassa van spruiten en wortels beide toenemen in juni naar oktober, maar in sterkere mate in de wortels. De totale hoeveelheden N en P in de vegetatie daalden in die periode in de spruiten, maar stegen in de wortels. Van de uit de spruiten verdwenen N en P bleek respectievelijk 75 en >100% als toename in de ondergrondse delen terug te vinden te zijn.

Tabel 4.2.1 N- en P-gehalte per g drooggewicht en biomassa (dood- en levend), N- en P-gehalte per m<sup>2</sup> slootoppervlak van bovengrondse en ondergrondse delen van Riet en de ratio bovengronds/ondergronds in juni en oktober (bovengrondse delen) en november (ondergrondse delen) 1997. Data zijn gemiddelden ± standaarddeviaties (n=8).

Parameter	Eenheid	Bovengrondse delen		Ondergrondse delen		Bovengronds/ondergronds	
		juni	okt./nov.	juni	okt./nov.	juni	okt./nov.
N-gehalte	mg N/g	16,2 ± 1,6	7,8±0,7	9,9 ± 1,8	11,2 ± 1,6	1,6	0,7
P-gehalte	mg P/g	2,0 ± 0,3	1,3±0,4	1,5 ± 0,2	1,6 ± 0,4	1,4	0,8
Drooggewicht	kg/m <sup>2</sup> slootoppervlak	1,7 ± 0,3	2,4±0,4	0,7 ± 0,3	1,5 ± 0,6	2,5	1,6
N-gehalte	g N/m <sup>2</sup> slootoppervlak	32,4 ± 6,5	19,0±3,9	6,6 ± 3,5	17,5 ± 8,3	4,9	1,1
P-gehalte	g P/m <sup>2</sup> slootoppervlak	4,1 ± 0,9	3,1 ± 1,3	1,0 ± 0,6	2,5 ± 1,3	4,0	1,2

#### Nutriëntenverwijdering door maaien

Door de helofytenvegetatie te maaien kan een bijdrage worden geleverd aan de verwijdering van nutriënten uit het systeem. Voor het bepalen van de invloed van het maaitijdstip op de verwijderde hoeveelheden nutriënten zijn proeven gedaan, waarbij de vegetatie op verschillende tijdstippen is afgeknipt op een hoogte die overeenkomt met de gehanteerde maaihoogte, nl. ongeveer 20 cm boven het wateroppervlak. (N.B. In 1995 is de lisdoddenvegetatie onder het wateroppervlak gemaaid, maar dit heeft de vegetatie grote schade toegebracht.) De proeven zijn gedaan in verschillende jaren (1995, '96 en '97) en met enigszins verschillende aantallen replica's, maar de basisopzet was dat gewerkt werd met proefvlakken van 50 x 50 cm, waaruit steeds monsters van 12 spruiten werden genomen voor verdere verwerking. Voor Riet zijn gegevens voor 4 maaitijdstippen beschikbaar, voor Lisdodde 5 maaitijdstippen. De gegevens voor oktober 1997 geven informatie over het effect van de verschillende verblijftijden.

In fig. 4.2.3a, b, 4.2.4a en 4.2.4b is te zien dat de hoeveelheid verwijderde nutriënten snel kleiner wordt

naarmate later in het jaar gemaaid wordt. Een optimaal maaitijdstip lijkt half oktober. Eerder maaien heeft een negatieve invloed op de helofytenvegetatie, zo is uit ander onderzoek gebleken. Wanneer men Riet met Lisdodde vergelijkt blijkt dat beide soorten bij maaien ongeveer evenveel N verliezen, terwijl Lisdodde een 2-3 maal zo hoge P-verwijdering oplevert bij maaien dan Riet.

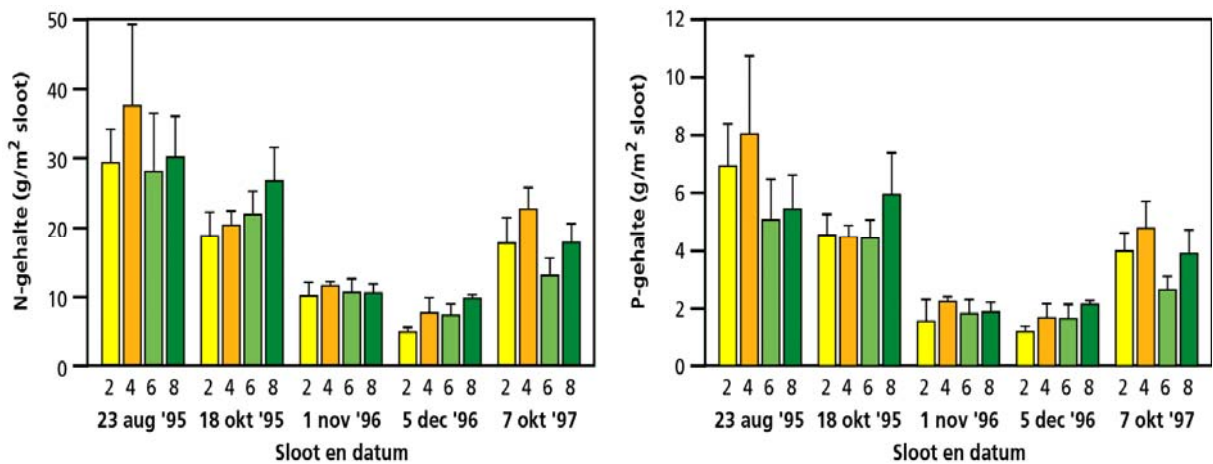


Fig. 4.2.3 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per m<sup>2</sup> slootoppervlak van het potentieel te maaien (augustus 1995 en november 1996) of gemaaide deel (oktober 1995 en 1997, december 1996) van de lisdoddespruiten in de vier sloothelften (2, 4, 6 en 8). Grote lisdodde is gemaaid op circa 20 cm boven de waterlijn. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (1995/1996: n=4, 1997: n=8).

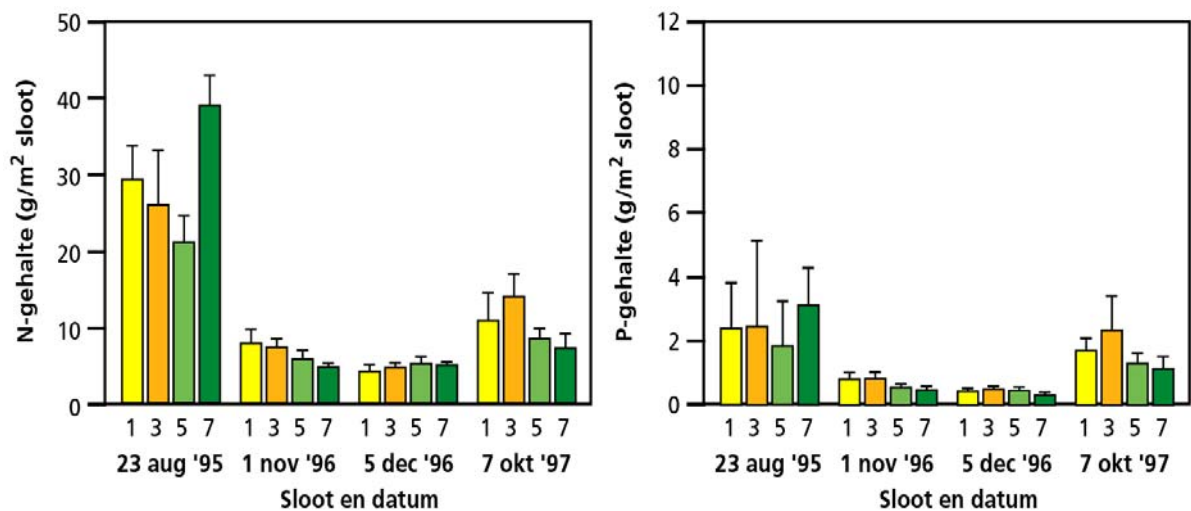


Fig. 4.2.4 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per m<sup>2</sup> slootoppervlak van het potentieel te maaien (augustus 1995 en november 1996) of gemaaide deel (oktober 1997 en december 1996) van de rietspruiten in de vier sloothelften (1, 3, 5 en 7). Riet is gemaaid op circa 20 cm boven de waterlijn en is ook gemaaid in januari 1995: geen gegevens. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (1995/1996: n=4, 1997: n=8).

Het effect van verschillende verblijftijden op de afvoer van nutriënten via het maaien wordt duidelijk wanneer men de N- en P-concentraties in de gemaaide helofyten in oktober 1997 bekijkt (fig. 4.2.5a en 4.2.5b). Beide elementen vertonen voor beide soorten een afnemende concentratie met toenemende verblijftijd. Dit is opnieuw een aanwijzing voor een verlaagd nutriëntenaanbod bij lagere verblijftijden. Samenvattend kan gezegd worden dat de helofytenvegetatie een optimale nutriëntenverwijdering laat zien bij maaien boven het wateroppervlak in oktober, en dat Lisdodde meer P verwijderd dan Riet, terwijl de N-verwijdering gelijk is (Toet, 2000).

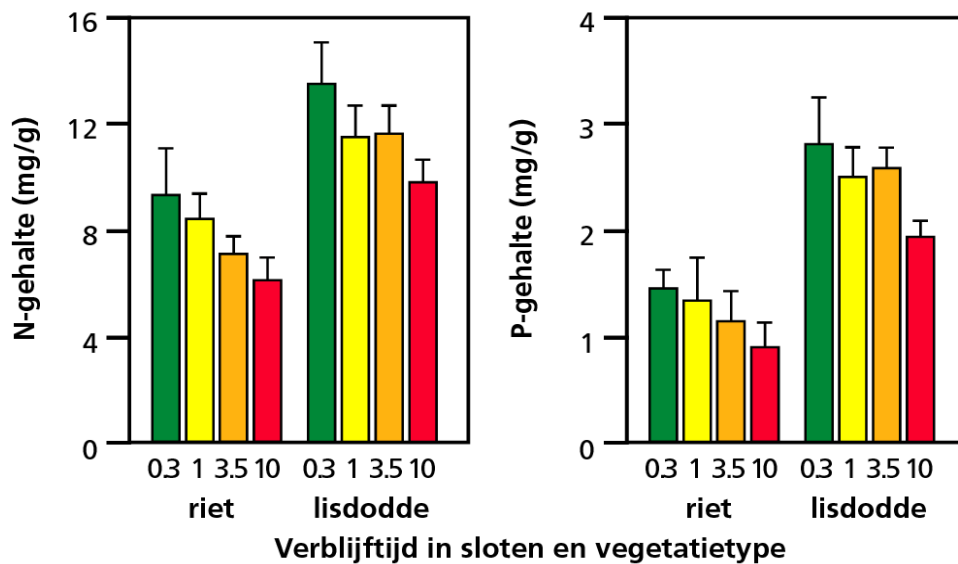


Fig. 4.2.5 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per g drooggewicht van het gemaaide deel van spruiten van riet en grote lisdodde in sloten met een verblijftijd van 0.3, 1, 3.5 of 10 dagen in oktober 1997. Helofyten zijn gemaaid op circa 20 cm boven de waterlijn. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=8$ ).

#### De ondergedoken waterplanten

Na een moeizame start, was in een aantal sloten vanaf 1997 een zodanig goed ontwikkelde waterplantenvegetatie aanwezig, dat er metingen van nutriëntenopname en verwijdering gedaan konden worden. In twee sloten (verblijftijden resp. 1 en 10 dagen) werden biomassa en N- en P-concentraties bepaald in smalle waterpest, gedoord hoornblad en in de drijvende laag, waarin vooral klein kroos en darmwier voorkwamen. De biomassa in augustus 1997 liep op tot ongeveer 150 g DS m<sup>-2</sup> voor de ondergedoken waterplanten en 60 g DS m<sup>-2</sup> voor de drijvende laag.

De N-concentraties vertoonden voor de drie plantgroepen hogere waarden in de sloot met korte dan in die met lange verblijftijd (fig. 4.2.6a), hetgeen verklaard kan worden door de tien maal hogere aanvoer van stikstof in de eerstgenoemde sloot. De P-concentraties lieten verrassend genoeg een tegenovergesteld beeld zien (fig. 4.2.6b).

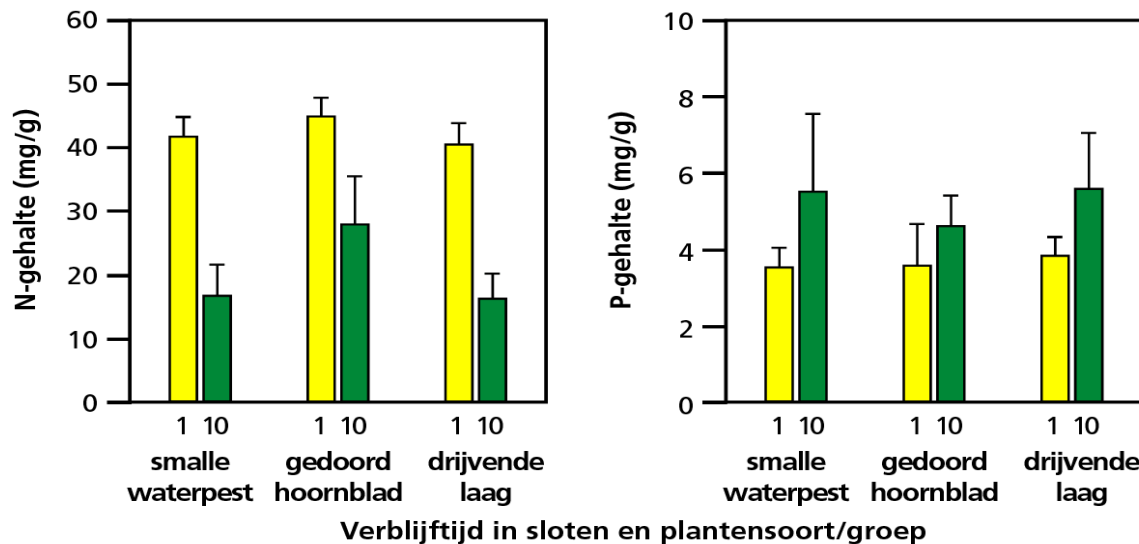


Fig. 4.2.6 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per g drooggewicht van smalle waterpest, gedoord hoornblad en een drijvende laag van kroos en/of macro-algen in sloten met een verblijftijd van 1 of 10 dagen in augustus 1997. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=4-16$ ).

Hoewel er een tienmaal hogere aanvoer van P is in de sloot met verblijftijd 1 dag, is de P-concentraties in alle

drie plantgroepen daar lager. Dit wijst erop dat de opnamemechanismen voor N en P bij deze waterplanten geheel verschillend zijn. Deze opname kan zowel via het blad als via de wortel plaatsvinden. Mogelijk is de verhouding tussen beide vormen van opname verschillend voor N en P. Ook is het mogelijk dat de groei in de sloot met lange verblijftijd zodanig door een gebrek aan stikstof wordt beperkt, dat de planten minder groei vertonen en daardoor een hogere P-concentratie gaan vertonen (minder 'verdunding' van P).

Bij slootshoning wordt een deel van de waterplantenvegetatie verwijderd, en blijft een deel in de sloot achter. In augustus 1997 is nagegaan hoeveel nutriënten er uit het waterplantenvak verwijderd worden bij een schoningsbeurt. Voor beide nutriënten geldt dat gemiddeld de helft van de in de planten opgeslagen nutriënten bij slootshoning wordt verwijderd. Wanneer men de verwijderde hoeveelheden per m<sup>2</sup> vergelijkt met die voor gemaaide helofyten, blijkt dat deze een factor 2-5 minder zijn (fig. 4.2.13). Geconcludeerd kan dus worden dat ondergedoken en drijvende waterplanten gedurende het groeiseizoen effectief nutriënten kunnen opnemen, en dat slootshoning gecombineerd met afvoer van het schoonsel een significante bijdrage aan de N- en P-verwijdering kan vormen.

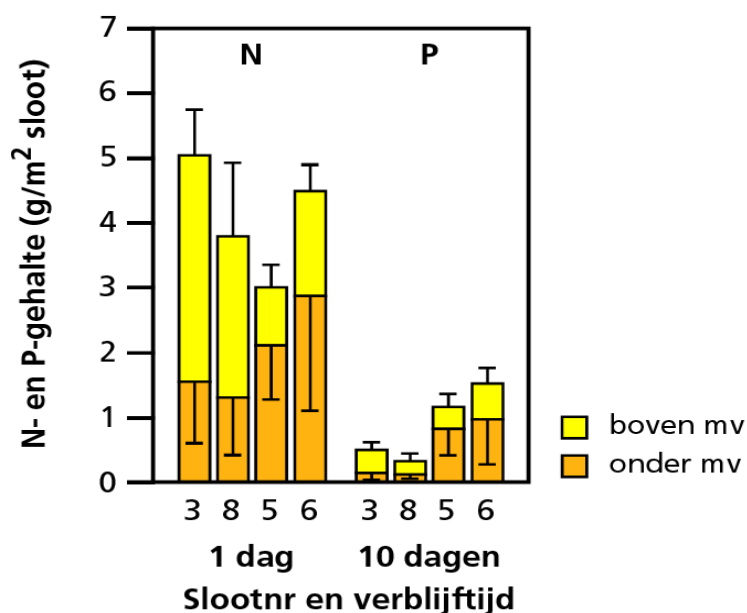


Fig. 4.2.7 N- en P-gehalte per m<sup>2</sup> slootoppervlak van ondergedoken waterplanten en een drijvende laag van kroos en/of macro-algen in sloten met een verblijftijd van 1 (slootnr 3 en 8) of 10 dagen (slootnr 5 en 6) onderverdeeld in een geogst deel eind augustus 1997 ('boven mv': boven maaiveld, drijvende laag en 30% van de waterplanten) en een in de sloten achtergebleven deel ('onder mv': onder maaiveld, 70% van de waterplanten) in augustus 1997. Data zijn gemiddelden ± standaarddeviaties (n=8).

#### De resultaten kort samengevat:

- De vegetatie van Riet en Lisdodde vertoont een sterk gelijkend seizoensverloop met een minimum (400 g DS m<sup>-2</sup>) in maart en een maximum (2200 g DS m<sup>-2</sup>) in augustus. De rietvegetatie heeft een hogere N-gehalte, de Lisdoddenvegetatie een hoger P-gehalte. Nutriëntenopname treedt op van het vroege voorjaar tot de late zomer.
- De verwijdering van N en P door het maaien is optimaal wanneer in oktober gemaaid wordt. De N-verwijdering ligt dan voor beide soorten rond 15-20 g N m<sup>-2</sup>, terwijl de P-verwijdering bij Lisdodde ongeveer 2-3 x zo hoog is dan bij Riet (respectievelijk 4,5 en 2 g P m<sup>-2</sup>).
- De invloed van de verblijftijd is dat de nutriëntenconcentraties in de helofyten afnemen bij toenemende verblijftijd. De concentraties wijzen op het ontstaan van groeibeperkende condities.
- Ondergedoken en drijvende waterplanten nemen gedurende het groeiseizoen effectief nutriënten op; slootshoning gecombineerd met afvoer van het schoonsel kan een significante bijdrage aan de N- en P-verwijdering vormen. De afvoer blijft een factor 2-5 minder dan die door de helofyten.

#### 4.3. De rol van het periphyton bij het verwijderen van N en P.



In het zuiveringsmoeras Eversteekooig is gedurende twee jaar een studie gemaakt van de ontwikkeling van het perifyton. Hierbij werd een vergelijking gemaakt tussen sloten met Riet en Lisdodde en de controlesloot, waarbij gekeken werd naar perifyton op helofyten en ondergedoken waterplanten. Door het meten van de algensamenstelling, het chlorofyl-a gehalte, de droge biomassa en het N- en P-gehalte van het perifyton op verschillende tijdstippen gedurende het jaar en op verschillende substraten (stengelbasis helofyten, bodem, waterplanten, kunstmatige substraten) werd inzicht verkregen in de ruimtelijke en temporele verschillen in perifyton-karakteristieken. Deze verschillen zullen worden toegelicht aan de hand van de meetgegevens over het chlorofyl-a gehalte. De gegevens over asvrij drooggewicht, N- en P-gehalte geven over het algemeen hetzelfde beeld te zien en zullen hier niet alle worden weergegeven. De N- en P-opname in het perifyton werd vergeleken met de gegevens uit de massabalansen m.b.t. de belasting met deze nutriënten.

### Seizoensverloop en substraattypen

In de meetperiode (april 1996 - februari 1998) werd de aandacht vooral gericht op het seizoensverloop en op de verschillen tussen verschillende substraattypen. Er werden vergelijkingen gemaakt tussen sloten met Riet, Lisdodde en de controlesloot, waarbij de volgende substraattypen werden onderzocht: stengelbasis van oude, dode stengels ('oud'), stengelbasis van jonge, levende stengels ('nieuw'), PVC-pijpjes met doorsnee 2 cm ('PVC'), het bodemoppervlak ('bodem'), alle in de voorste sloothelften en de bovengrondse delen van waterplanten (Smalle waterpest en Tenger fonteinkruid) in de achterste sloothelften. De verblijftijd van het water was in alle gevallen 0.7 dag.

Het chlorofyl-a gehalte van het perifyton, een maat voor de algen-biomassa (fig. 4.3.1), vertoont een duidelijk seizoensverloop op de stengelbasis van Riet en Lisdodde, met hoge waarden in winter en voorjaar (februari-mei), en lage waarden in de zomer (juni-oktober). In de controlesloot vertoont het perifyton een grillig, niet aan het seizoen gebonden verloop, met in het algemeen hogere waarden dan in de helofyten-vegetaties. Fig. 4.3.2 geeft metingen van de relatieve lichtbeschikbaarheid voor de situaties beschreven in fig. 4.3.1; duidelijk blijkt de grote overeenkomst tussen de lichtbeschikbaarheid en het voorkomen van perifyton op helofyten; ook de hogere waarden voor chlorofyl-a in de controlesloot corresponderen met een hogere lichtbeschikbaarheid in deze sloot, waarbij de lage waarde in september veroorzaakt wordt door de tijdelijke aanwezigheid van een kroosdek. De ontwikkeling van de helofyten levert dus in de lente zoveel schaduw aan de stengelbasis op dat het perifyton sterk in groei wordt beperkt.

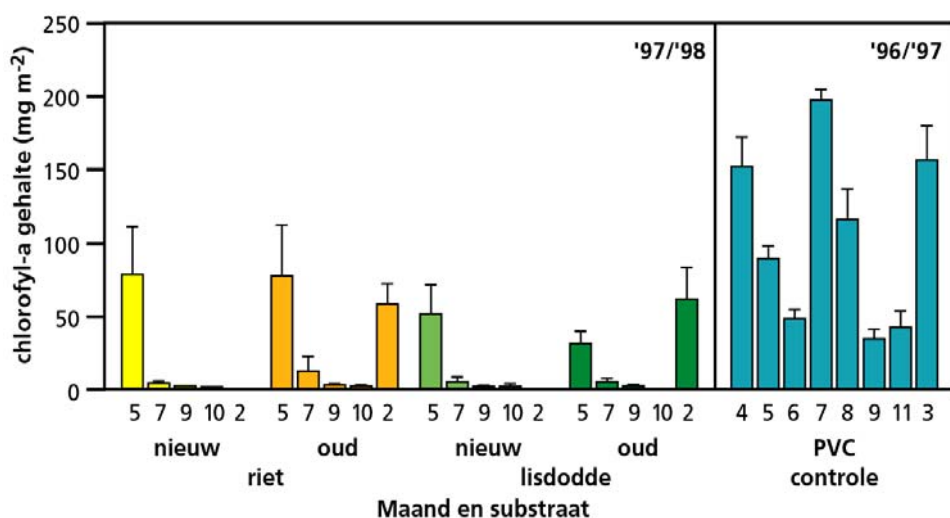


Fig. 4.3.1 Chlorofyl-a gehalte per m<sup>2</sup> substraatoppervlak van perifyton op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) spruiten van riet- en grote lisdodde van mei 1997-februari 1998 en van perifyton op PVC-pijpen in de eerste helft van de controlesloot van april 1996-maart 1997. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (in riet- en lisdoddevakken: n=6 en in de controlesloothelft: n=3).

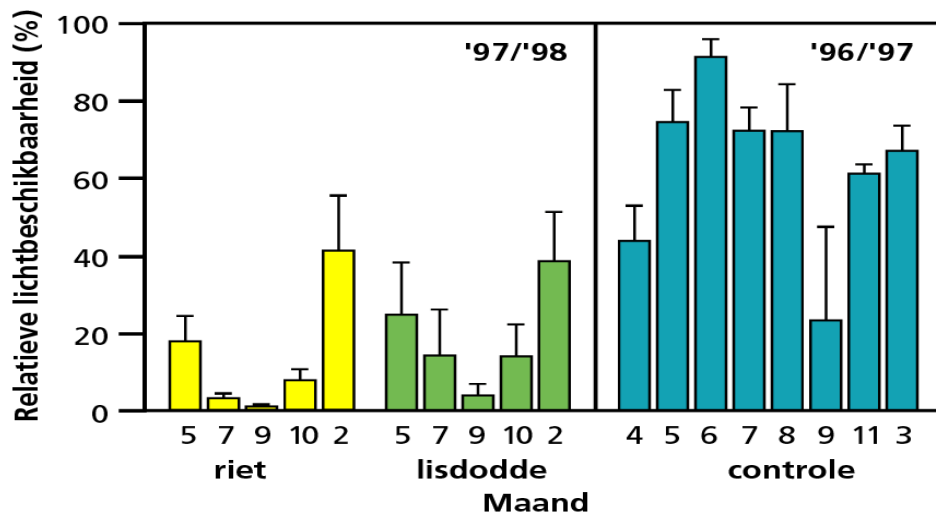


Fig. 4.3.2 Relatieve lichtbeschikbaarheid op 10 cm onder het wateroppervlak ten opzichte van die boven de

De aangroei van perifyton aan PVC in de achterste sloothelften blijkt eveneens een duidelijk seizoensverloop te zien te geven voor situaties met een dichte vegetatie van ondergedoken waterplanten (Fig. 4.3.3), met een maximum in het vroege voorjaar en een minimum in augustus. Dit beeld is heel anders in situaties zonder waterplanten, waar de aangroei het gehele jaar hoog is en een maximum in de zomer vertoont. Ook hier correspondeert het verloop van de relatieve lichtbeschikbaarheid goed met de perifyton-ontwikkeling (Fig. 4.3.4). Overschaduwning door waterplanten vormt dus een belangrijke beperking voor de groei van perifyton in de achterste sloothelften. Geconcludeerd kan worden dat het perifyton veelal een sterk seizoensverloop kent. Een zelfde seizoensverloop is ook geconstateerd voor de benthische algen, zowel in de voorste als in de achterste sloothelften.

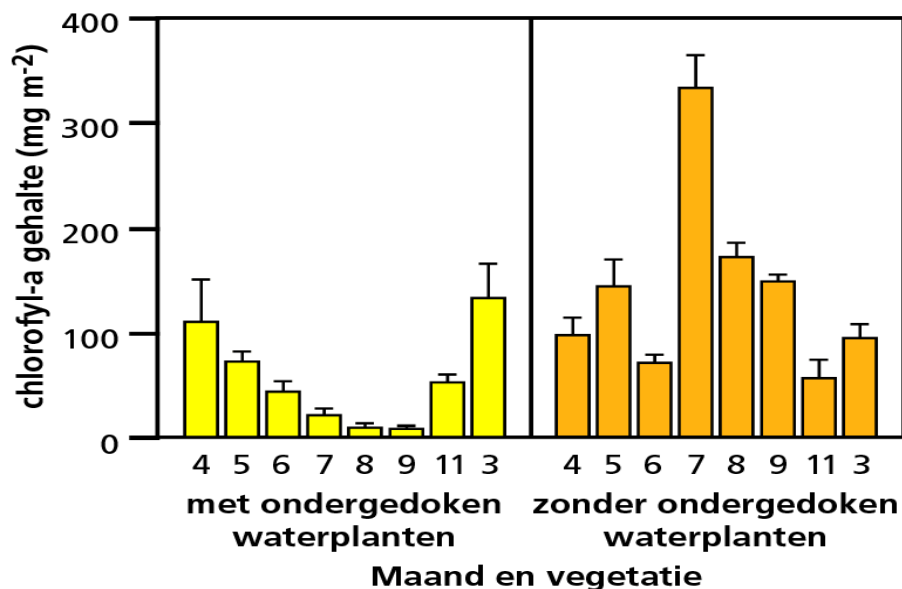


Fig. 4.3.3 Chlorofyl-a gehalte per  $m^2$  substraatoppervlak van perifyton op PVC-buizen in sloothelften met en zonder ondergedoken waterplanten van april 1996-maart 1997. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=3$ ).

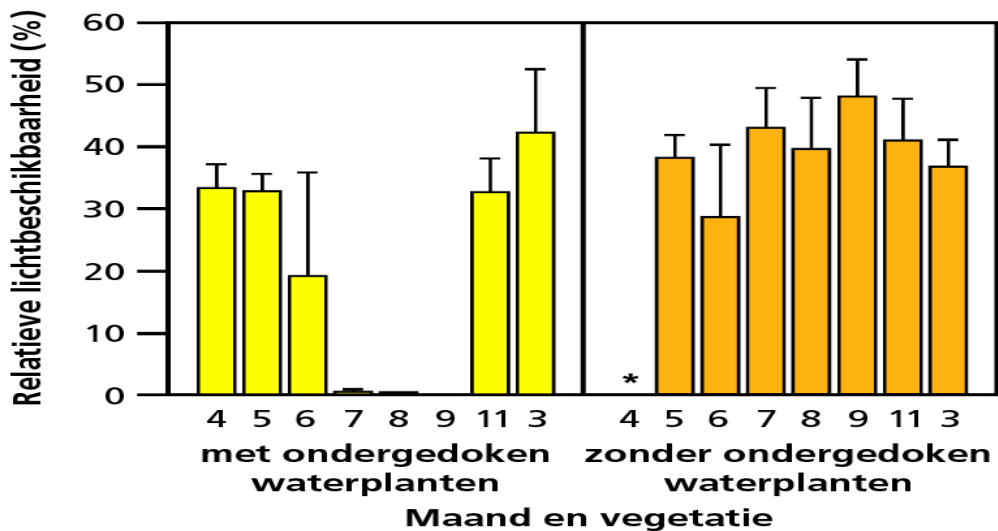


Fig. 4.3.4 Relatieve lichtbeschikbaarheid op 30 cm onder het wateroppervlak ten opzichte van die boven het wateroppervlak in sloothelften met en zonder ondergedoken waterplanten van april 1996-maart 1997. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=4$ ).

Het chlorofyl-a gehalte van het perifyton per eenheid substraatoppervlak is over het algemeen veel hoger op de bodem dan op de stengelbasis van helofyten of op PVC. Een typisch voorbeeld van een voorjaarsituatie (mei) is gegeven in Fig. 4.3.5. Duidelijk is te zien dat in deze nog niet door overschaduwning door helofyten beïnvloede periode de bodem in alle 3 onderzochte sloten een factor 10-20 meer perifyton per oppervlak bevat dan PVC of stengelbasis van Riet of Lisdodde. PVC heeft gelijke perifyton-aangroei in de sloten met of zonder helofyten. Er is weinig verschil in algenaangroei op nieuwe en oude rietspruiten, en de stengelbasis van Riet heeft een hogere perifytonbiomassa dan die van Lisdodde. De bodem is duidelijk belangrijker als aanhechtingsplaats voor perifyton dan de helofyten, ook als alle waarden per eenheid van slootoppervlak worden uitgerekend.

In de achterste sloothelften met ondergedoken waterplanten blijkt de aangroei aan PVC steeds duidelijk hoger te zijn dan die aan de waterplanten (Fig. 4.3.6). Mogelijk is de uitscheiding van allelopathische verbindingen door de waterplanten hier debet aan. De perifyton-aangroei in deze slootcompartimenten wordt sterk door de lichtbeschikbaarheid beïnvloed, getuige ook de lage waarden in september, toen een kroosdek op deze sloot aanwezig was.

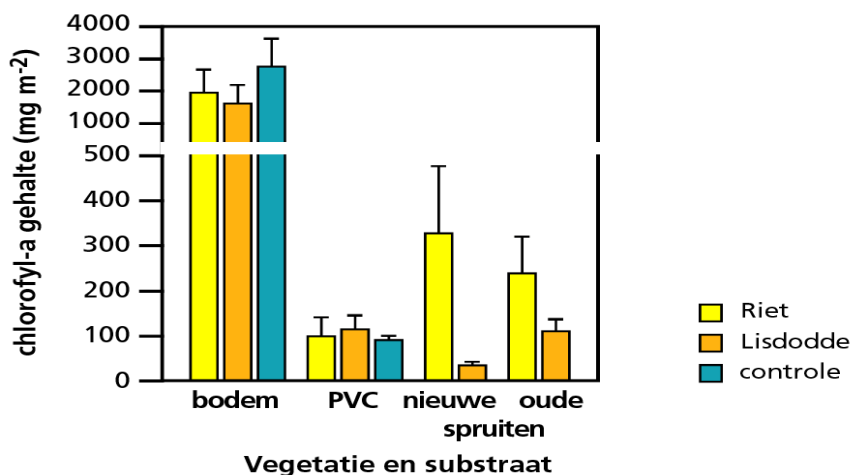


Fig. 4.3.5 Chlorofyl-a gehalte per  $m^2$  substraatoppervlak van perifyton op het bodemoppervlak, op PVC-pijpen en op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) spruiten van riet- en grote lisdodde in de voorste sloothelften met riet, grote lisdodde ('lis') en geen macrofyten ('con': controle) in mei 1996. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=6$ ).

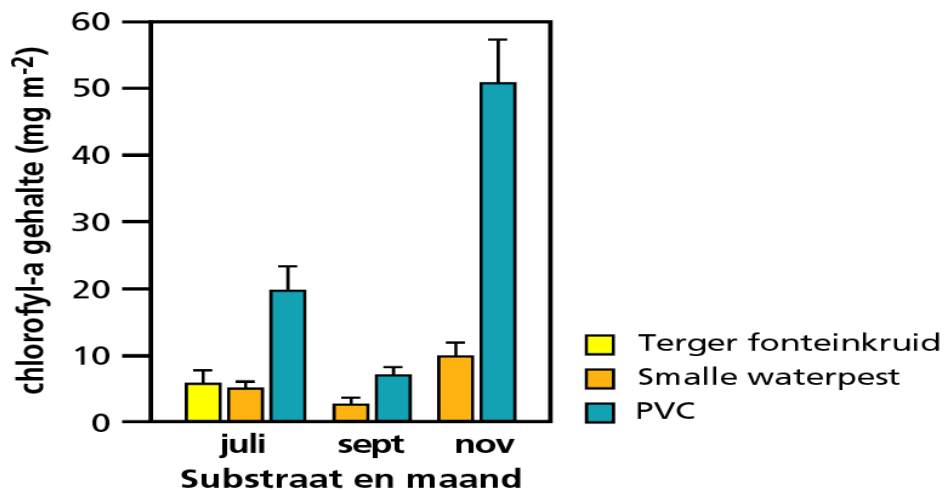


Fig. 4.3.6 Chlorofyl-a gehalte per m<sup>2</sup> substraatoppervlak van perifyton op tener fonteinkruid ('Font.'), op smalle waterpest ('Waterp.') en op PVC-pijpen in een achterste sloothelft met ondergedoken waterplanten in juli, september en november 1996. Data zijn gemiddelden ± standaarddeviaties (n=3).

### Verblijftijd

In de tweede meetperiode (mei 1997 - februari 1998) werd de aandacht vooral gericht op de invloed van de verblijftijd op de perifyton-ontwikkeling. Opnieuw werden sloten met Riet en Lisdodde vergeleken, nu echter ook sloten met een verblijftijd van respectievelijk 1 dag en 10 dagen. Ook nu werd aandacht besteed aan het seizoensverloop.

In het voorjaar, de periode waarin licht de groei van het perifyton nog niet beperkt, werd bij een verblijftijd van 10 dagen een duidelijke gradiënt in de biomassa van het perifyton gevonden, met de hoogste waarden voor chlorofyl-a, asvrij drooggewicht en N en P aan het begin van de sloot en een geleidelijke afname in de lengterichting van de sloot, hetgeen toegeschreven kan worden aan een beperking van de algengroei door nutriënten en een afname van de invang van slibdeeltjes. Over het algemeen zijn geen grote verschillen in perifyton-aangroei tussen oude en nieuwe spruiten. Wel is in een aantal gevallen een significant hogere biomassa (als asvrij drooggewicht, niet als chlorofyl-a), en daarin aanwezige hoeveelheden N en P gevonden in de rietsloten met verblijftijd 1 dag in vergelijking met de langere verblijftijd (Fig. 4.3.7a, b, c en d). Dit wijst op verminderde invang van N en P (opgelost of particulier) door het perifyton wanneer de stroomsnelheid van het water afneemt en er dus ook minder organisch materiaal en nutriënten worden aangevoerd. Dit speelt blijkbaar een belangrijkere rol dan de verhoogde kans op afbreken van delen van het aangroeijsel bij hogere stroomsnelheden.

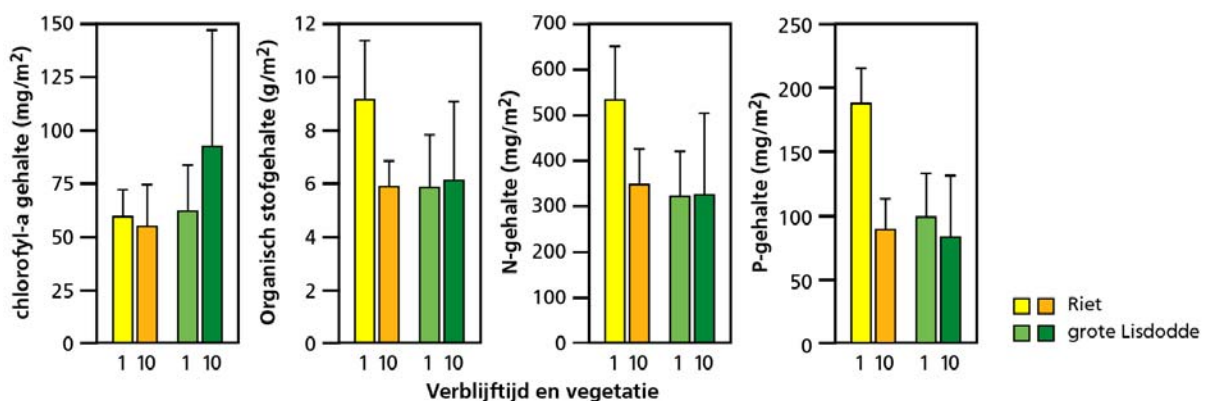


Fig. 4.3.7 Chlorofyl-a gehalte (a), organisch stofgehalte (b), N-gehalte (c) en P-gehalte (d) per m<sup>2</sup> substraatoppervlak van perifyton op oude (van vorige groeiseizoenen) spruiten van riet en grote lisdodde in sloothelften met een verblijftijd van 1 of 10 dagen in februari 1998. Data zijn gemiddelden ± standaarddeviaties (n=6).

Een verschil tussen Riet en Lisdodde in dit opzicht is dat het perifyton op Lisdodde over het algemeen een

hoger chlorofylgehalte laat zien, terwijl de hoeveelheden asvrij drooggewicht en N en P hoger zijn op rietstengels. Wanneer men ook de veel grotere stengeldichtheid van Riet in beschouwing neemt, kan geconcludeerd worden dat Rietstengels een groter aanhechtingsoppervlak vormen voor perifyton, dat de algen er beter op vast blijven zitten en dat slibdeeltjes efficiënter worden ingevangen dan in het geval van Lisdodde. Lisdoddenspruiten verliezen gedurende het groeiseizoen hun onderste, met perifyton begroeide, bladeren, waardoor de accumulatie van perifyton-biomassa wordt bemoeilijkt.

In fig. 4.3.8a en 4.3.8b is het N- en P-gehalte van het perifyton op de verschillende substraten uitgezet per m<sup>2</sup> slootoppervlak. Duidelijk blijkt dat het benthische perifyton in alle onderzochte situaties kwantitatief zeer veel belangrijker is dan het perifyton op de stengelbasis van helofyten en op waterplanten. Fig. 4.3.8 en 4.3.9 laat zien dat het perifyton in het helofytendeel als geheel het eerder beschreven seizoensverloop in totaal N en P vertoont, met een maximum in het vroege voorjaar en een minimum in de herfst. Wanneer geen planten aanwezig zijn, is dit seizoensverloop afwezig. Fig. 4.3.9a en 4.3.9b vertoont eveneens een daling van N en P van lente naar herfst in de met waterplanten begroeide situatie, en afwezigheid van een seizoensverloop in de controlesloot zonder waterplanten (Toet, 2000).

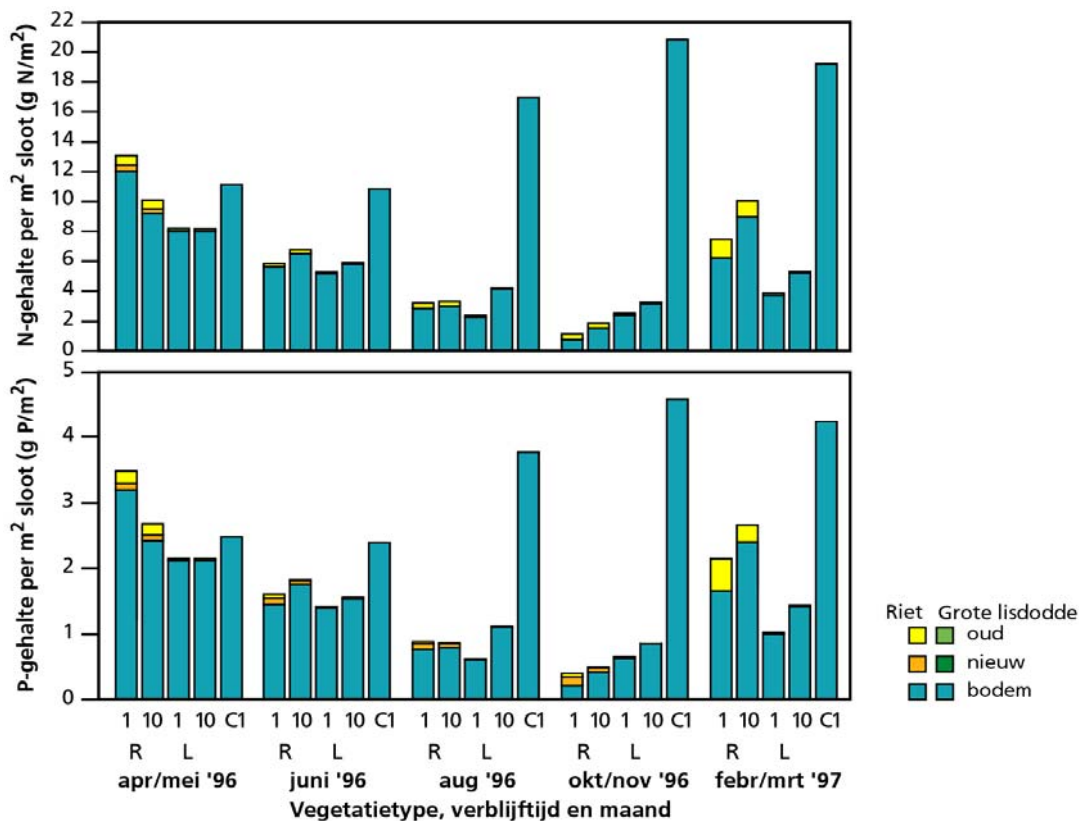


Fig. 4.8.8 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per m<sup>2</sup> slootoppervlak van perifyton op het bodemoppervlak en op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) spruiten van riet en grote lisdodde in de voorste sloothelften met riet of grote lisdodde van mei 1997-februari 1998 van sloten met een verblijftijd van 1 (R1: riet, L1: grote lisdodde) of 10 dagen (R10: riet, L10: grote lisdodde) en in de voorste helft van de controlesloot (C1: controlesloot met 1 dag verblijftijd) van april 1996- maart 1997. Data zijn gemiddelden (in riet- en lisdoddevakken: n=6 en in de controlesloothelft: n=3).

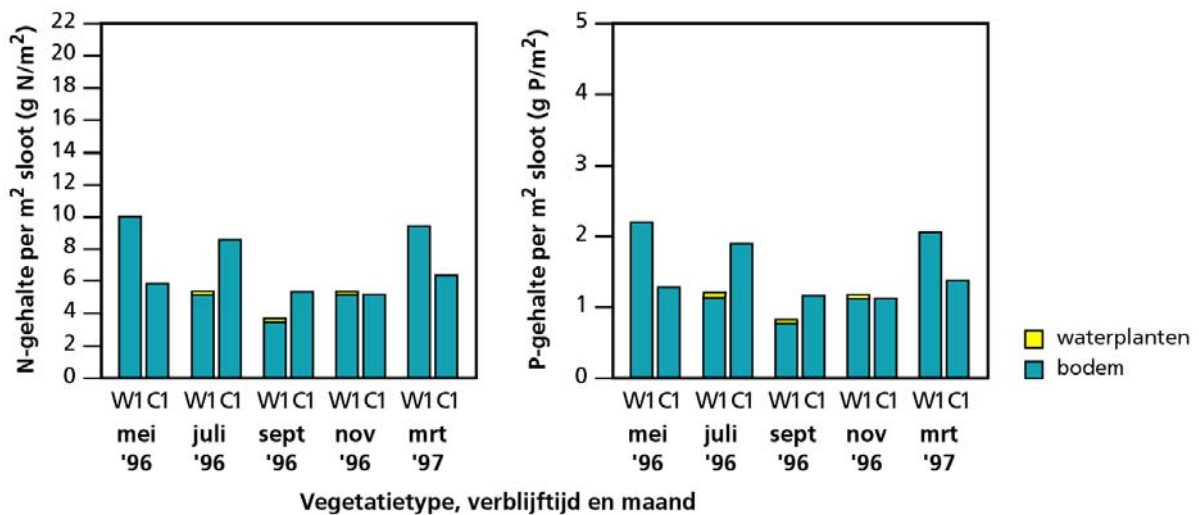


Fig. 4.3.9 N-gehalte (a) en P-gehalte (b) per m<sup>2</sup> slootoppervlak van perifyton op het bodemoppervlak en op ondergedoken waterplanten in achterste slootvakken zonder ('C1') of met ondergedoken waterplanten ('W1') van sloten met een verblijftijd van 1 dag van mei 1996-maart 1997. Data zijn gemiddelden (n=3).

#### De resultaten kort samengevat:

- In het algemeen kan gezegd worden dat het perifyton (biofilm) een qua biomassa-omvang vrij kleine functionele groep vormt met een grote turnoversnelheid en grote seizoensdynamiek.
- Kwantitatief gezien vormt met name het benthische perifyton een belangrijkere systeemcomponent dan het perifyton op de stengelbasis van helofyten en op ondergedoken waterplanten.
- In bepaalde delen van het jaar kunnen voor relatief korte tijd nutriënten en particulier materiaal door het perifyton worden ingevangen en tijdelijk vastgehouden. Dit gebeurt met name in de winter en het vroege voorjaar, wanneer andere processen minder actief zijn.

#### 4.4. De bijdrage van denitrificatie aan de verwijdering van stikstof

De bijdrage van denitrificatie aan de verwijdering van stikstof uit het effluent gedurende de passage door de sloten van het zuiveringssysteem is gemeten door middel van de acetyleen-inhibitie-methode. Hierbij werd een hoeveelheid bodem of plantenmateriaal in glazen potten ingesloten en gedurende 3,5-11 uur onder anaërobie geïncubeerd bij veldtemperatuur (8-18 °C). Het onderzoek beoogde antwoord te geven op de volgende vragen:

1. Wat is de bijdrage van denitrificatie aan de totale nitraatverwijdering gedurende de passage door de sloten?
2. Wat is het belang van verschillende compartimenten in het systeem, te weten, de bovenste 10 cm van de bodem in het helofytendeel en het waterplantendeel, het perifyton op de stengelbasis van de jonge en oude helofytspruiten, de bovengrondse delen van de waterplanten en het water zelf?
3. Wat is de invloed van wisselende waterstanden op de denitrificatiesnelheid?
4. Wordt de denitrificatiesnelheid in de bodem beperkt door de beschikbaarheid van nitraat, ammonium of organische stof?
5. Wat is de invloed van de verblijftijd op de denitrificatiesnelheid, en op de verwijderingsefficiëntie?

Schattingen van het belang van denitrificatie voor de massabalans over een periode in de orde van weken tot maanden zijn niet eenvoudig, daar het proces door middel van kortdurende incubatie-experimenten gemeten moet worden en de resultaten van deze momentopnamen voor langere perioden moeten worden geëxtrapoleren. In de literatuur is uitgebreid gerapporteerd over denitrificatie in bodemsedimenten. Voor het Eversteekooi-systeem werd verwacht dat de denitrificatie in de bodem van gering belang zou zijn omdat het water een kleine verblijftijd in het systeem heeft, waardoor slechts relatief geringe hoeveelheden nitraat naar de anaërobie zone kunnen diffunderen. Ook op de stengelbasis van dode en levende helofyten, op de bovengrondse delen van ondergedoken waterplanten en in het water zelf kunnen denitrificatoren actief

worden op het moment dat het zuurstofgehalte in het water (b.v. 's nachts) zeer laag wordt. Er is tot nu toe weinig onderzoek aan deze ecosysteemcomponenten gedaan. Mede vanwege het potentieel belang van denitrificatie in deze componenten van het moerasstelsel zijn ze in dit onderzoek wel bestudeerd. De totale denitrificatiesnelheden die voor de balansberekeningen zijn gebruikt zijn een sommatie van de denitrificatiesnelheden in alle componenten van het systeem.

### Vergelijking van de denitrificatiesnelheden in de verschillende componenten van het systeem, gedurende het jaar.

De denitrificatiesnelheden zijn per eenheid van substraatoppervlak veel hoger op de stengelbasis van Riet en op de bladeren van smalle waterpest dan in de bovenste sedimentlaag (fig. 4.4.1a, b, c, d, e). Voorts valt op dat de snelheid op de stengelbasis van jonge en oude Rietstengels ongeveer gelijk is. De snelheden in het water zelf zijn buitengewoon laag.

De denitrificatiesnelheden op de stengelbasis zijn het hoogst in februari en mei, en nemen daarna steeds meer af tot een minimum in oktober. Bij een verblijftijd van 10 dagen zijn de denitrificatiesnelheden aanzienlijk lager dan bij een verblijftijd van 1 dag (zie ook fig. 4.4.2a en 4.4.2b).

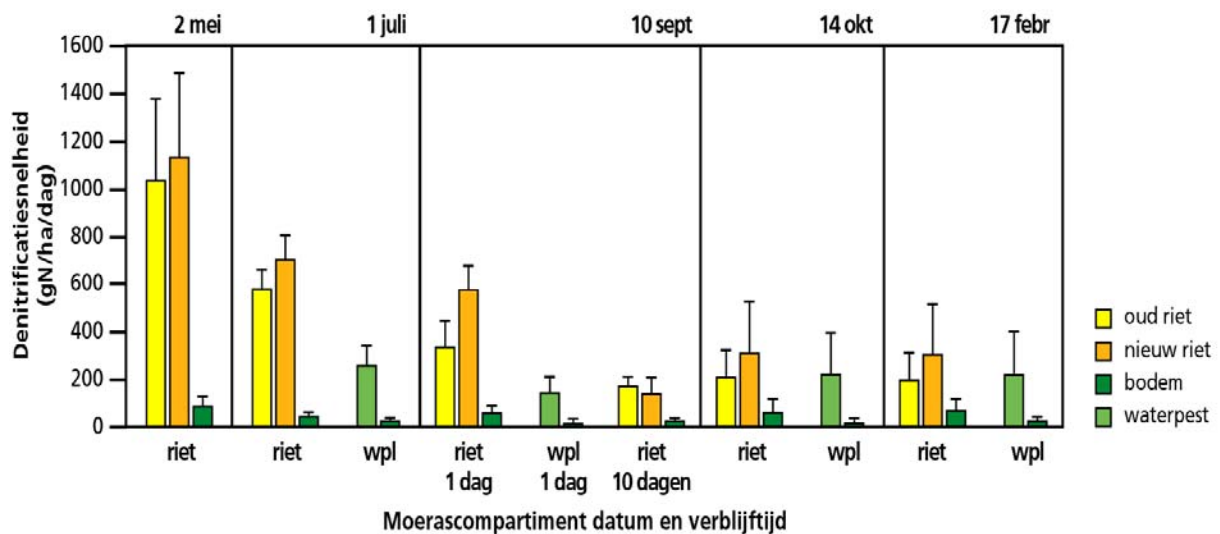


Fig. 4.4.1 Denitrificatiesnelheid per hectare substraatoppervlak op 2 mei (a), 1 juli (b), 10 september (c), 14 oktober 1997 (d) en 17 februari 1998 (e) in de bodem (0-10 cm diepte) en in perifyton op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) rietspruiten en op bovengrondse delen van smalle waterpest in een sloot met een verblijftijd van 1 dag (voorste vak: riet, achterste vak: met name smalle waterpest) en een sloot met een verblijftijd van 10 dagen (alleen voorste vak met riet). Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (n=8).

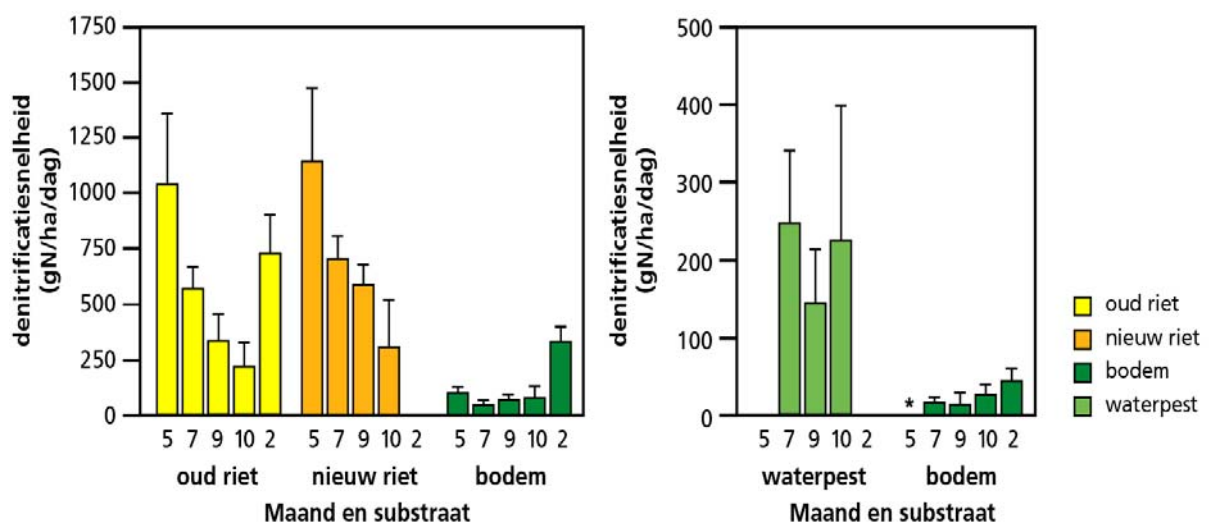




Fig. 4.4.2 Denitrificatiesnelheid per hectare substraatoppervlak van mei 1997- februari 1998 in de bodem (0-10 cm diepte) en in perifyton op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) rietspruiten in een rietvak (a) en in de bodem (0-10 cm diepte) en in perifyton op bovengrondse delen van smalle waterpest in een vak gedomineerd door smalle waterpest (b) van een sloot met een verblijftijd van 1 dag. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (n=8). \* geen monsters genomen.

Dit seizoensverloop correspondeert met de concentratie aan chlorophyl-a op het substraatoppervlak van Riet (fig. 4.4.3), die een indicatie geeft voor de biologische activiteit van 'microbial mats' op deze substraten.

Wanneer de snelheden worden uitgedrukt per eenheid bodemoppervlak (fig.4.4.4) valt op dat de denitrificatiesnelheid over het algemeen veel hoger is in het Riet-vak dan in het waterplantenvak. Het eerder beschreven seizoensverloop is in deze figuur duidelijk terug te vinden, evenals de invloed van de verblijftijd. In het Rietvak is de denitrificatie voor het leeuwendeel toe te schrijven aan de microbial mats op de stengelbasis, in het waterplantenvak geldt hetzelfde voor het perifyton op de waterplanten.

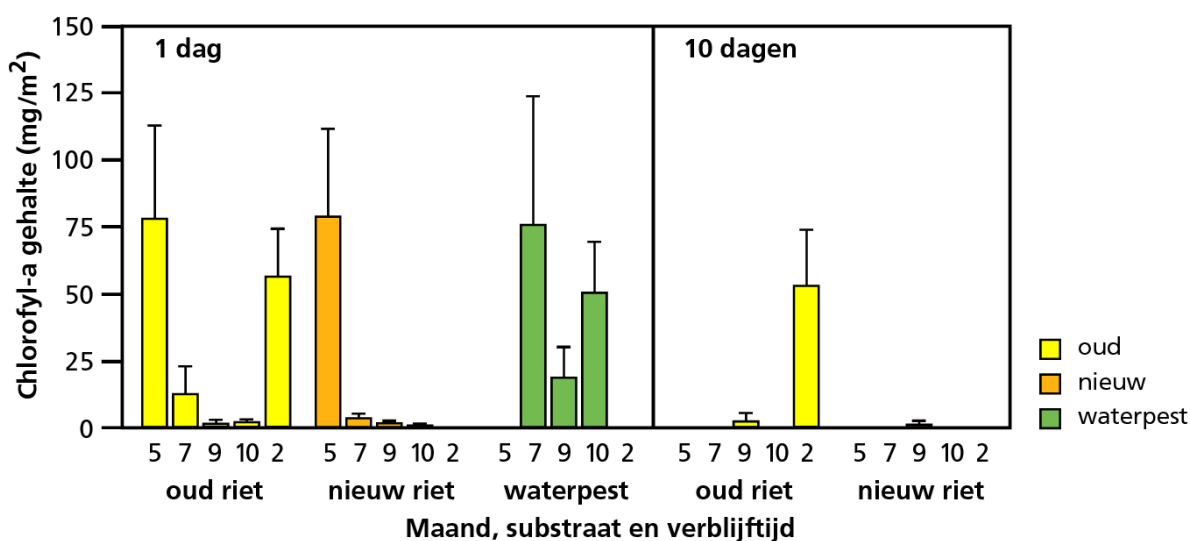


Fig. 4.4.3 Chlorofyl-a gehalte per hectare substraatoppervlak van perifyton op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) rietspruiten en op bovengrondse delen van smalle waterpest in een sloot met een verblijftijd van 1 dag (voorste vak: riet, achterste vak: met name smalle waterpest) en een sloot met een verblijftijd van 10 dagen (alleen voorste vak met riet) van mei 1997-februari 1998. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (n=6 of 8).



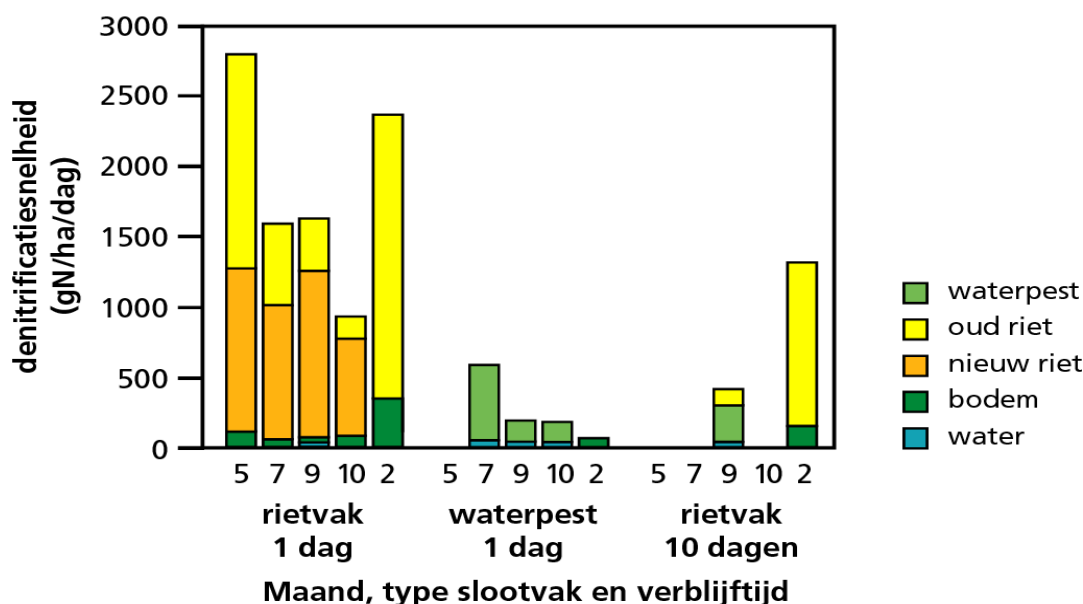


Fig. 4.4.4 Denitrificatiesnelheid per hectare slootoppervlak op 2 mei, 1 juli, 10 september, 14 oktober 1997 en 17 februari 1998 in de bodem (0-10 cm diepte) en in perifyton op oude- (van vorige groeiseizoenen) en nieuwe (van dit groeiseizoen) rietspruiten en op bovengrondse delen van smalle waterpest in een sloot met een verblijftijd van 1 dag (voorste vak: riet, achterste vak: met name smalle waterpest) en een sloot met een verblijftijd van 10 dagen (alleen voorste vak met riet). Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=8$ ).

#### De invloed van wisselende waterstanden op de denitrificatiesnelheid.

In 1996 is in een Rietsloot en een Lisdoddensloot een regime van wisselende waterstanden aangebracht, met een afwisseling van 9 dagen droogstand (geen waterdoorvoer, waterstand net beneden het bodemoppervlak) en 3 dagen normale waterdoorvoer. Veldwaarnemingen en metingen van de redoxpotential lieten zien dat de lisdoddensloot niet voldoende droogviel om een hogere doordringing van zuurstof in de bodem mogelijk te maken, terwijl dat bij de Rietsloot duidelijk wel het geval was. Daarom zullen hier uitsluitend de gegevens voor de Rietsloot in juli worden behandeld. In fig. 4.4.5, 4.4.6, 4.4.7 en 4.4.8 is te zien, dat de redoxpotential in de sloot met wisselende waterstanden na droogvallen steeg van ongeveer -50 naar +150 mV, terwijl de redoxpotential in de sloot met constant hoog peil laag is gebleven. Fig. 4.4.11 laat zien dat de bodem-pH in de sloot met wisselende waterstanden ongeveer 1,5 eenheid is verlaagd t.o.v. de sloot met constant waterniveau.

Metingen van het nitraatgehalte van de bodem met behulp van adsorberende membranen tonen aan, dat het nitraatgehalte in de drooggevallen bodem na verloop van 9 dagen is opgelopen van minder dan 5 naar 400  $\mu\text{g}$  per membraan, terwijl de waarden in de natte bodem beneden de 40  $\mu\text{g}$  zijn gebleven. De denitrificatiesnelheid was zeer laag in de sloot met hoog waterniveau, maar vertoonde een sterke stijging gedurende de 9-daagse droge periode in de sloot met wisselende waterstand. Na het begin van de volgende natte periode daalde de denitrificatiesnelheid weer snel. De stijging van de nitraathoeveelheid en die van de denitrificatiesnelheid bedroeg in beide gevallen een factor 10, hetgeen een direct verband suggereert. Deze resultaten wijzen er duidelijk op, dat de denitrificatie in de sloten met constant waterniveau in eerste instantie beperkt wordt door de beschikbaarheid van nitraat. Dit ion is in lage concentraties in het instromende water aanwezig en kan niet door nitrificatie gevormd worden omdat er vrijwel geen zuurstof in de bodem kan doordringen en de diffusie van ammonium gering is. Zelfs wanneer de denitrificatiesnelheid in de helofytenbodem met een factor 10 zou stijgen, zou de bijdrage van denitrificatie aan de verwijdering van stikstof echter nog steeds minder dan 1% van de aanvoer bedragen.

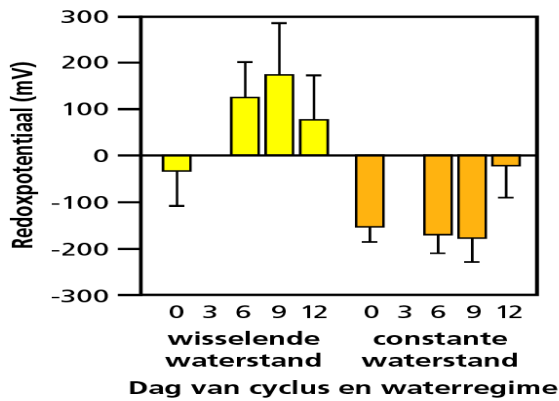


Fig. 4.4.5 Redoxpotentiaal op 2 cm diepte in de bodem van rietvakken met een wisselende waterstand (dag 0: water  $\pm 20$  cm boven bodemoppervlak, dag 3-9: 3-9 dagen na het stopzetten van de watertoevoer naar de slootvakken (water op of onder bodemoppervlak) en dag 12: 3 dagen na het herstellen van de watertoevoer (water  $\pm 20$  cm boven bodemoppervlak)) of met een constante waterstand (dag 0-12: water continu  $\pm 20$  cm boven bodemoppervlak) van 17-29 juli 1996. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=7$ ). \* geen monsters genomen.

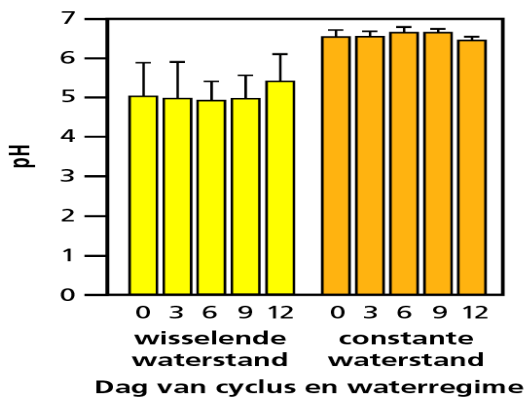


Fig. 4.4.6 pH van bodem (0-5 cm diepte) van rietvakken met een wisselende- of constante waterstand (zie verklaring Figuur 5) van 17-29 juli 1996. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=7$ ).

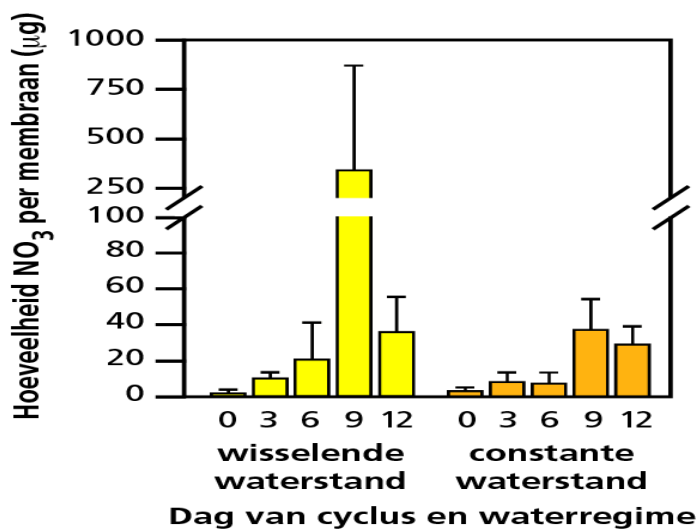


Fig. 4.4.7 NO<sub>3</sub>-gehalte in bodem (0-5 cm diepte) van rietvakken met een wisselende- of constante waterstand (zie verklaring Figuur 5) van 17-29 juli 1996 bepaald met behulp van ionspecifieke membranen. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=7$ ).

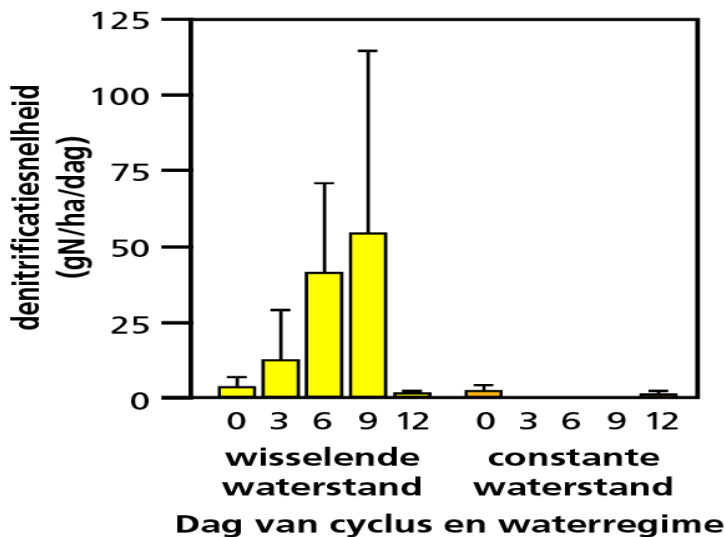


Fig. 4.4.8 Denitrificatiesnelheid in bodem (0-10 cm diepte) van rietvakken met een wisselende- of constante waterstand (zie verklaring Figuur 5) van 17-29 juli 1996. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=7$ ).

#### Nitraat, ammonium en organische stof als beperkende factoren in de bodem

Voor nader onderzoek naar beperkende factoren voor denitrificatie zijn experimenten uitgevoerd, waarbij nitraat, ammonium en glucose (gemakkelijk afbreekbare koolstofbron) aan bodemmonsters werd toegevoegd en vervolgens de denitrificatiesnelheid werd gemeten. De incubaties werden zowel onder aërobe als onder anaërobe omstandigheden uitgevoerd.

In alle gevallen waarin geen nitraat is toegevoegd, gaat de denitrificatie onder aërobe omstandigheden sneller dan onder anaërobe omstandigheden (fig. 4.4.9). Toevoeging van glucose heeft geen verhoging van de denitrificatie tot gevolg, toevoeging van nitraat leidt tot een sterke verhoging, en toevoeging van ammonium heeft weer geen effect. Van de gecombineerde toevoegingen heeft alleen glucose + nitraat een effect. Uit deze resultaten blijkt zeer overtuigend dat de beschikbaarheid van organische stof geen beperking vormt voor de denitrificatie, maar dat deze uitsluitend wordt beperkt door de beschikbaarheid van nitraat.

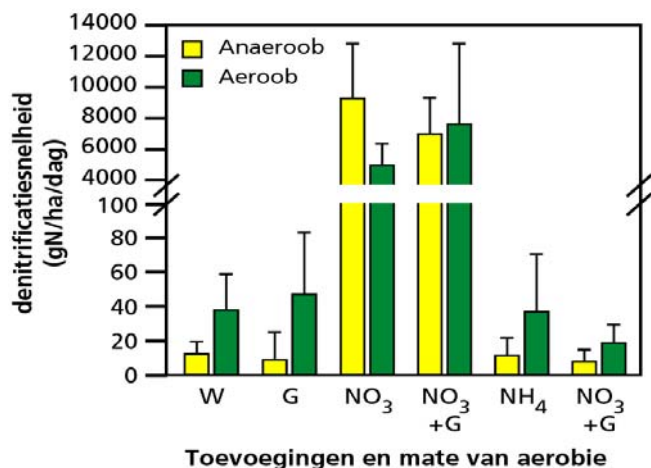


Fig. 4.4.9 Denitrificatiesnelheid in bodem (0-10 cm diepte) van een rietvak onder anaërobe- ('anaeroob': direct uit sloot) of aërobe omstandigheden ('aeroob': na 9 incubatie bij buitentemperatuur zonder water boven het bodemoppervlak) 20 uur na de toevoeging van nitraat ('NO<sub>3</sub>'), ammonium ('NH<sub>4</sub>') en/of glucose+acetaat ('G'), of alleen demiwater ('W'). Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=8$ ).

## Vergelijking van de gemiddelde denitrificatiesnelheden berekend op grond van water- en massabalansgegevens met de direct gemeten snelheden

De hierboven gemeten momentopnamen van de denitrificatiesnelheden zijn vergeleken met de overall nitraatverwijderingssnelheden die berekend zijn op basis van de waterbalansgegevens in combinatie met tweewekelijkse monsternames van het nitraatgehalte. De vergelijking is uitgewerkt voor twee verschillende perioden, nl. april tot 21 oktober, en 22 oktober tot en met maart (zie tabel 4.4.1).

**Tabel 4.4.1 Absolute en relatieve ( ) NO<sub>3</sub>-N verwijdering ten opzichte van de aanvoer naar de slootvakken gebaseerd op de NO<sub>3</sub>-N concentraties in het water ('waterkwaliteit') en de denitrificatiesnelheid ('denitrificatie') in rietvakken van sloten met een verblijftijd van 1 of 10 dagen en in een vak gedomineerd door smalle waterpest in een sloot met een verblijftijd van 1 dag in de perioden 1 april - 21 oktober 1997 en 22 oktober 1997 - 31 maart 1998. Data zijn gemiddelden (waterkwaliteit: 9 of 13, denitrificatie: n=16 of 24)**

slootvak/verblijftijd	1 april- 21 oktober				22 oktober – 31 maart			
	waterkwaliteit		denitrificatie		waterkwaliteit		denitrificatie	
riet; 1 dag	47,6	(41,6)	6,6	(5,7)	35,2	(16,6)	7,3	(3,5)
waterpest; 1 dag	-14,3	(-21,4)	1,9	(2,8)	21,9	(12,4)	0,4	(0,2)
riet; 10 dagen	4,8	(51,9)	2,1	(22,1)	13,2	(79,9)	4,2	(25,4)

Het valt op dat de absolute N-verwijderingssnelheden duidelijk hoger zijn bij de lage verblijftijd; verder zijn deze snelheden meestal hoger op grond van de waterbalansgegevens dan op grond van de directe metingen. Het waterplantenvak vertoont in de zomer zelfs een netto afgifte van nitraat gebaseerd op de balansgegevens, terwijl de directe metingen een geringe verwijdering laten zien. Hierbij moet worden aangetekend dat met name het waterplantenvak een zeer dynamisch verloop vertoont in biomassaontwikkeling van waterplanten en perifyton, zodat directe metingen moeilijk gebruikt kunnen worden voor het berekenen van een jaarbalans. Wanneer de nitraatverwijdering wordt uitgedrukt als percentage van de belasting (efficiëntie, tabel 4.4.1), valt op dat nu de efficiënties het hoogst zijn in de sloot met verblijftijd 10 dagen. Op één uitzondering na zijn de efficiënties berekend op grond van de waterbalans hoger dan die op grond van de metingen. Duidelijk blijkt weer dat denitrificatie belangrijker is in het rietvak dan in het waterplantenvak.

De verschillen tussen de snelheden berekend op grond van waterbalansgegevens en directe metingen zijn niet groot, wanneer men zich realiseert dat deze twee benaderingswijzen zo verschillend zijn ieder een ruime foutenmarge hebben. Gesteld kan worden dat denitrificatie het belangrijkste proces is geweest bij de nitraatverwijdering (Toet, 2000).

### De resultaten kort samengevat:

- Denitrificatie is het belangrijkste nitraatverwijderende proces in het systeem
- Het zijn vooral de 'microbial mats' op de stengelbasis van de helofyten die deze verwijdering voor hun rekening nemen
- De denitrificatiesnelheden zijn het hoogst van februari tot mei, en nemen af in de zomer en herfst.
- De beschikbaarheid van koolstof in de helofytenvegetatie is ruim voldoende om geen beperking voor het proces te vormen
- De nitraatbeschikbaarheid is de master factor die de snelheid van denitrificatie bepaalt
- Door de geringe nitraatconcentraties zijn de gemeten denitrificatiesnelheden ver beneden de potentiële snelheid
- Een regime van afwisselend 9 dagen droogstand en 3 dagen hoge waterstand stimuleert het denitrificatieproces sterk vanwege stimulering van nitrificatie
- De absolute denitrificatiesnelheden nemen af bij langere verblijftijd, maar de efficiëntie van de nitraatverwijdering neemt dan sterk toe.

#### **4.5 De bodem van het voorbezinkbassin, de zuiveringssloten en de afvoersloot**

De waterbodem van de zuiveringssloten is een belangrijk onderdeel van het totale ecosysteem. Door sedimentatie van slibdeeltjes kunnen nutriënten uit het door de sloten stromende effluent worden verwijderd. Deze nutriënten zullen vervolgens deel gaan uitmaken van de kringloop tussen planten en bodem. Sedimentatie van slibdeeltjes zou terug te vinden moeten zijn als een geleidelijke toename van de dikte van de sliblaag, met name in de eerste helft van de sloten, en als een toename van de nutriëntenconcentratie in de bovenste bodemlaag. Door depositie van strooisel voegt ook de vegetatie nutriëntenrijke organische stof aan de bodem toe. In het onderzochte systeem was de verwachting daarom, dat er een toename van de slibdikte, het organisch stofgehalte en het nutriëntengehalte van de bovenste bodemlaag zou optreden en dat er een gradiënt van snellere naar langzamere toename van de slibdikte zou zijn van voor naar achter in de sloten. Verder zal de hoeveelheid beschikbare, anorganische N en P naar verwachting een seizoensverloop vertonen onder invloed van de opname door de vegetatie, met een maximum in de winter en een minimum aan het eind van de zomer. In het vroege voorjaar van drie opeenvolgende jaren (1996, 1997 en 1998) zijn bodemmonsters genomen van de sliblaag (indien aanwezig, dikte variabel), de bovenste 20 cm, en de laag van 20-50 cm. Aan deze bodemmonsters werd het organisch stofgehalte, totaal N-gehalte en totaal P-gehalte bepaald. Dit gebeurde in een viertal sloten, en zowel in de voorste als in de achterste sloothelften. In 1996 is zijn deze metingen in de bodem van alle sloten verricht en werden op al deze monsterpunten ook metingen gedaan van het ammonium, nitraat- en fosforgehalte.

##### **Algemene karakteristiek en ruimtelijke patronen**

De uitgangssituatie met betrekking tot de bodem van de 9 zuiveringssloten is ontstaan door het uitgraven van het perceel tot op 20 cm (voorste sloothelften), respectievelijk 50 cm diepte (achterste sloothelften). De bodem in de sloten heeft een pH van rond 6,8 en bestaat voor 60-90% uit zand, voor 5-25% uit zavel, voor 1-15% uit klei en voor minder dan 1% uit organische stof. Het organisch stofgehalte in de bovenste 20 cm is in de achterste sloothelften wat lager dan in de voorste. De redoxpotential op 2 cm diepte is vrijwel steeds lager dan -100 mV, hetgeen wijst op sterk gereduceerde bodemcondities.

Op de bodem heeft zich in de loop van de tijd een dunne sliblaag afgezet. Er zijn qua bodemsamenstelling slechts weinig verschillen gevonden tussen de sloten met riet, Lisdodde en de controlesloot zonder vegetatie. Het organisch stofgehalte, totaal N-gehalte en totaal P-gehalte zijn in de sliblaag ongeveer tienmaal hoger dan in de bodemlagen (fig. 4.5.1a, b, c, d en e). De gehalten liggen in het voorbezinkbassin en de afvoersloot hoger dan in de zuiveringssloten, met name in de bodemlagen 0-20 en 20-50 cm. De gehalten aan ammonium liggen meer dan een orde van grootte lager dan de totale N-gehalten, terwijl de gehalten aan orthofosfor slechts 2-3 maal zo laag zijn als de totaal P-gehalten. De gehalten totaal-P en orthofosfor zijn in de sliblaag van het voorbezinkbassin veel hoger dan in de sloten, hetgeen de voorbezinkfunctie van dit compartiment illustreert.

In de figuren 4.5.2a, b, c, d en e zijn gradiënten in de lengterichting van de sloten weergegeven in organisch stofgehalte, totaal N en P en ammonium- en orthofosforgehalte. Ook hier blijkt weer het grote verschil in gehalten tussen het sliblaagje en de bodemlagen daaronder. Ook is te zien dat de gehalten in de laag 0-20 cm hoger zijn in de voorste dan in de achterste sloothelft, hetgeen te maken heeft met het dieper uitgraven van de achterste sloothelften. Het ammoniumgehalte vertoont een consistente dieptegradiënt en neemt ook geleidelijk af van voor naar achter in de sloot, terwijl de andere gemeten parameters geen dergelijke gradiënt laten zien.

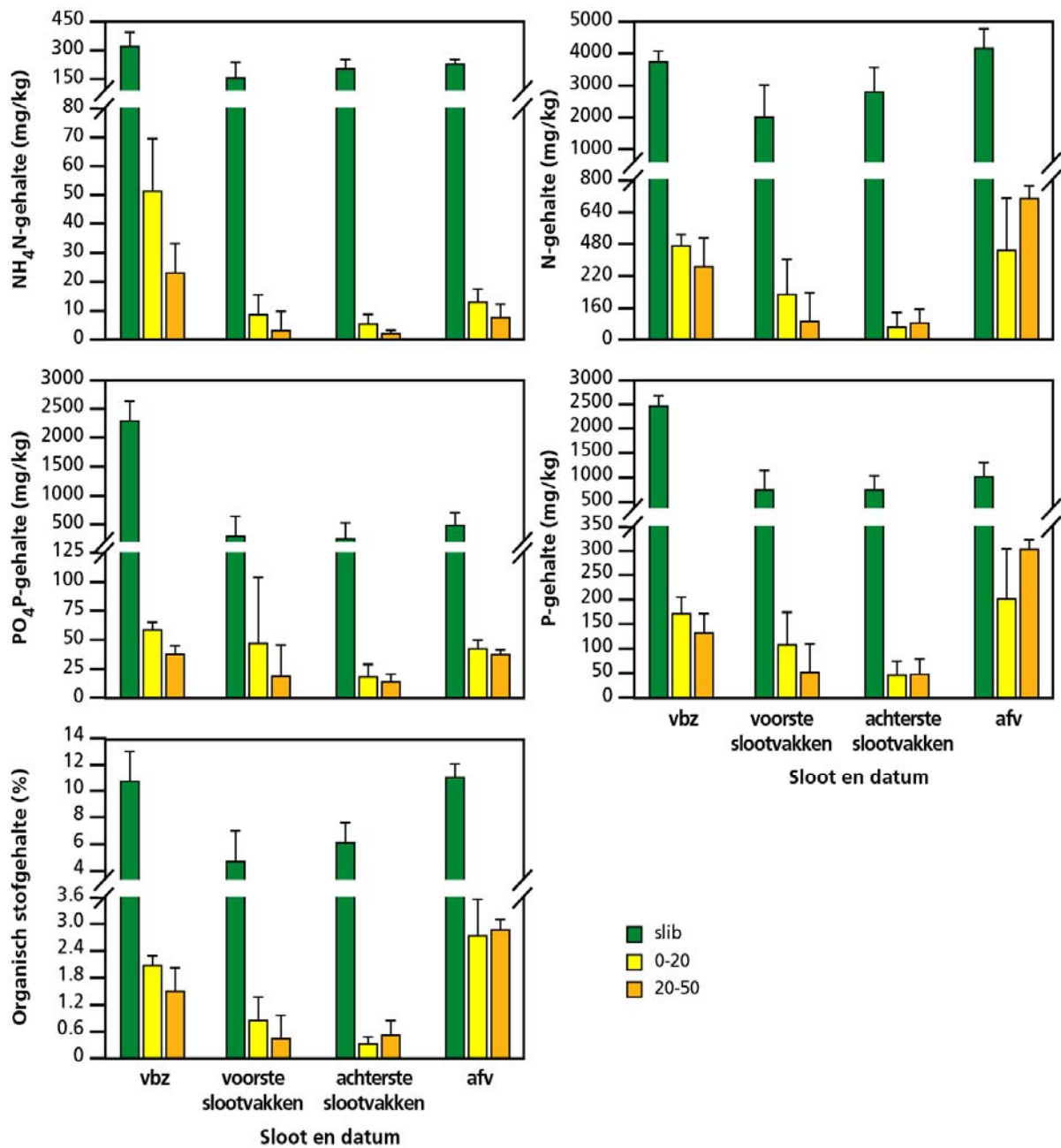


Fig. 4.5.1  $NH_4-N$  (a), N- (b),  $PO_4-P$  (c), P- (d) en organisch stofgehalte (e) van de sliblaag ('slib'), de daaronder gelegen bodemlaag van 0-20 cm diep ('0-20 cm') en de bodemlaag van 20-50 cm diep ('20-50 cm') in de voorbezinkvijver, de voorste- en achterste slootvakken, en de afvoersloot bemonsterd in maart en april 1996 bij een verblijftijd van 1 dag in de sloten en 2,1 dagen in het totale moerassysteem. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties (voorbezinkvijver en afvoersloot:  $n=6$ , voorste- en achterste slootvakken  $n=54$ ).

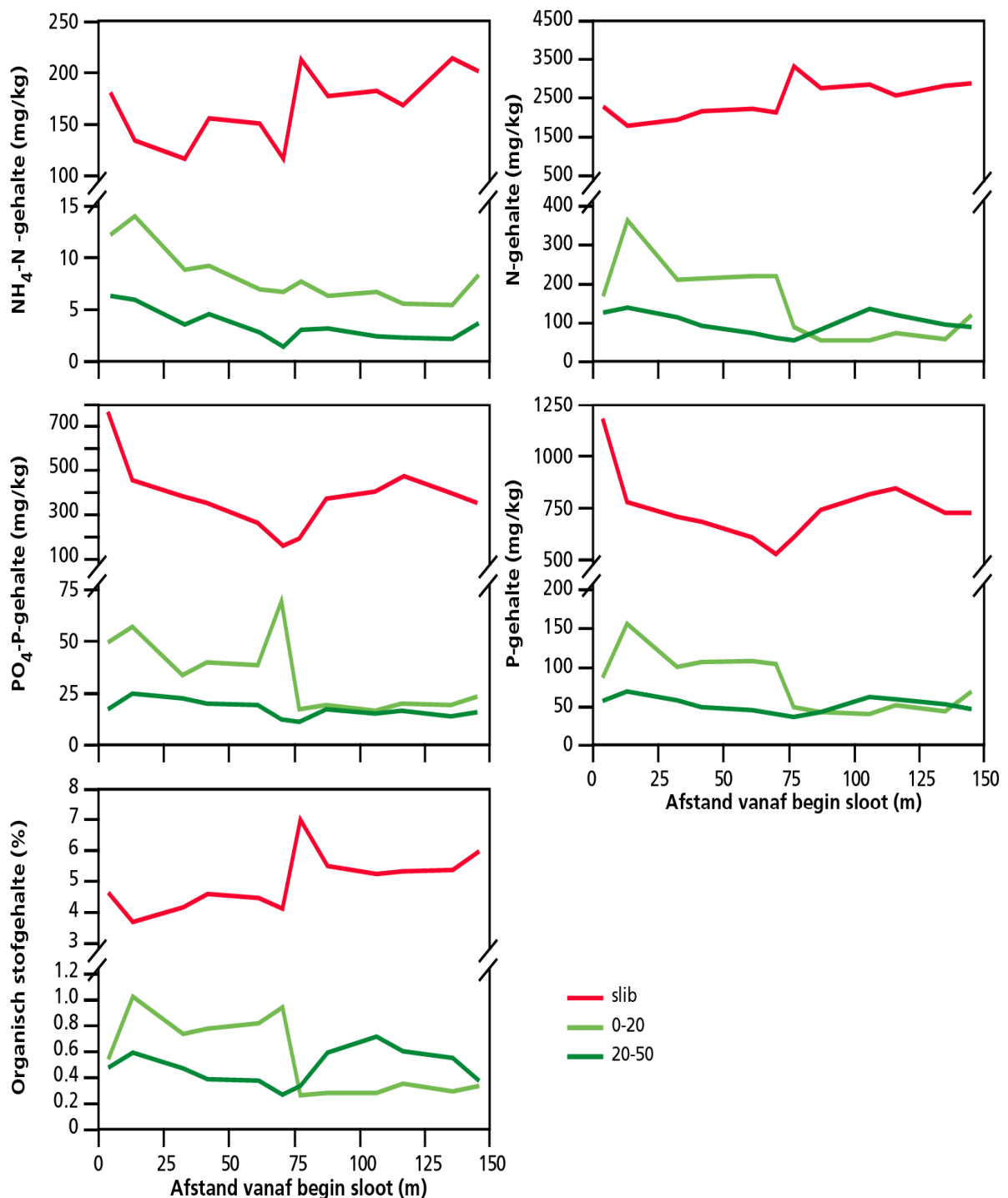


Fig. 4.5.2 Gradiënten van het NH<sub>4</sub>-N (a), N- (b), PO<sub>4</sub>-P (c), P- (d) en organisch stofgehalte (e) van de sliblaag ('slib'), de daaronder gelegen bodemlaag van 0-20 cm diep ('0-20 cm') en de bodemlaag van 20-50 cm diep ('20-50 cm') in de lengte van de sloten bemonsterd in maart en april 1996 bij een verblijftijd van 1 dag in de sloten en 2,1 dagen in het totale moerassysteem. Data zijn gemiddelden ± standaarddeviaties (n=9).

#### Accumulatie van slib, en totaal N en P in de periode 1996-1998

De dikte van de sliblaag vertoont grote ruimtelijke variabiliteit (hoge SD); toch is over het geheel een toename in de tijd zichtbaar, zowel in de voorste als in de achterste sloothelften (fig.4.5.3). Dezelfde trends zijn ook waar te nemen in de totale hoeveelheden N en P in slib per m<sup>2</sup>

(gegevens niet opgenomen). Er zijn geen verschillen tussen de voorste en achterste sloothelften in dikte van de sliblaag en het temporele verloop daarin. Hieruit kan voorzichtig worden opgemaakt dat de depositie van

nutriëntenrijk slib (door sedimentatie en depositie van plantaardig materiaal) geen ruimtelijke gradiënten vertoont en over de gehele lengte van de sloten gelijkmatig verloopt.

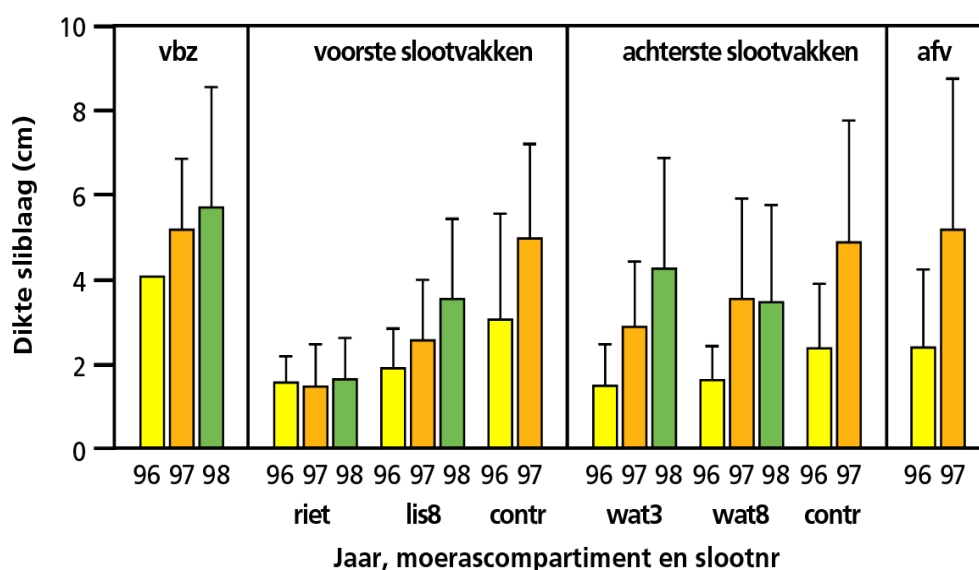


Fig. 4.5.3 Dikte van de sliblaag in de voorbezinkvijver ('vbz'), sloot 3 met in het voorste vak riet ('riet3') en in het achterste vak ondergedoken waterplanten ('wat3'), sloot 8 met in het voorste vak grote lisdodde ('lis8') en in het achterste vak ondergedoken waterplanten ('wat8') en de controlesloot zonder macrofyten ('contr') en in de afvoersloot ('afv') bepaald in maart en april van de jaren 1996-1998 bij een verblijftijd van 1 dag in de sloten en 2,1 dagen in het totale moerassysteem. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=24$ ).

Het organisch stofgehalte, totaal N-gehalte en totaal P-gehalte van de bovenste 20 cm van de bodem (onder de sliblaag) vertonen daarentegen geen toename in de tijd. De aanwezigheid van de nutriëntenrijke sliblaag leidt blijkbaar (nog) niet tot diffusie van nutriënten naar de lagen daaronder. Wellicht worden de vrijkomende nutriënten door plantenwortels, perifyton of micro-organismen snel vastgelegd, waardoor de toch al lage diffusiesnelheid nog verder afneemt. Wel zijn er duidelijke verschillen tussen de voorste en achterste sloothelften, met hogere waarden voor deze gehalten in de voorste sloothelften (Fig. 4.5.4a, b, en c). Verder liggen de gehalten in het voorbezinkbassin en afvoersloot duidelijk hoger dan die in de zuiveringssloten. In het eerste geval gaat het om het effect van de voorbezinking, in het tweede geval is de oorzaak de zeer hoge aanvoer van water in de afvoersloot. Ook zijn in deze beide compartimenten de zavel- en kleigehaltes hoger dan in de zuiveringssloten.

De bodemlaag van 20 - 50 cm vertoont ook geen temporele trends. Hier vinden we echter veel kleinere verschillen tussen de voorste en achterste sloothelften, waarbij de gehalten in de voorste sloothelften veelal wat lager zijn dan in de achterste slootvakken.

#### Seizoensverloop in ammonium en nitraat

Wanneer we kijken naar het seizoensverloop in de hoeveelheid anorganisch N (ammonium en nitraat) in de bovenste 10 cm van de bodem (incl. sliblaag) zien we een daling van de lente naar de zomer, gevolgd door een stijging in de herfst en winter (fig. 4.5.5a en b). De nitraatgehalten zijn over het geheel genomen veel lager dan de ammoniumgehalten. Dit heeft naar alle waarschijnlijkheid te maken met de zeer gereduceerde bodemcondities, die leiden tot snelle denitrificatie van naar beneden diffunderende nitraat. Het is aannemelijk dat de lage ammoniumgehalten in de zomer worden veroorzaakt door de opname door de helofyten. De rhizomen en wortels van Riet en Lisdodde bevinden zich met name in de bovenste 20 cm van de bodem. Riet heeft daarnaast een opmerkelijke hoeveelheid adventiefwortels gevormd in de waterlaag en sliblaag. Deze adventiefwortels zijn bij natuurlijke rietvelden geheel afwezig of kwantitatief van weinig belang. In de sloten op Texel heeft de combinatie van een nutriëntenrijke waterlaag met een dunne, nutriëntenrijke sliblaag bovenop een nutriëntenarme minerale bodemlaag geleid tot deze typische vorm van beworteling, die zeer efficiënt de nutriënten opneemt waar die ook aanwezig zijn.



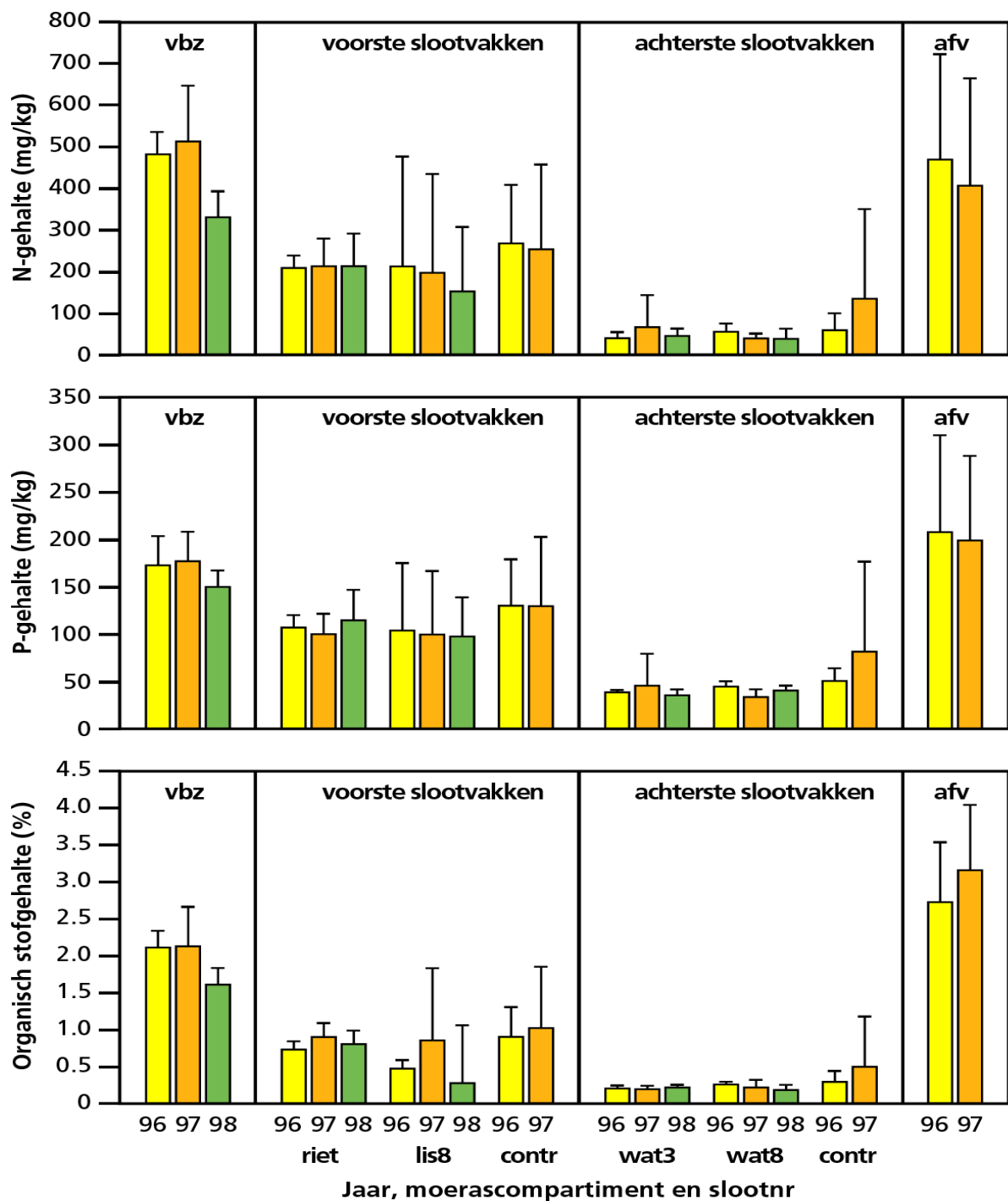


Fig. 4.5.4 N- (a), P- (b) en organisch stofgehalte (c) van de bodemlaag van 0-20 cm diep direct onder het slib in de voorbezinkvijver ('vbz'), sloot 3 met in het voorste vak riet ('riet3') en in het achterste vak ondergedoken waterplanten ('wat3'), sloot 8 met in het voorste vak grote lisdodde ('lis8') en in het achterste vak ondergedoken waterplanten ('wat8') en de controlesloot zonder macrofyten ('contr') en in de afvoersloot ('afv') bepaald in maart en april van de jaren 1996-1998 bij een verblijftijd van 1 dag in de sloten en 2,1 dagen in het totale moerasstelsel. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=6$  of  $8$ ).

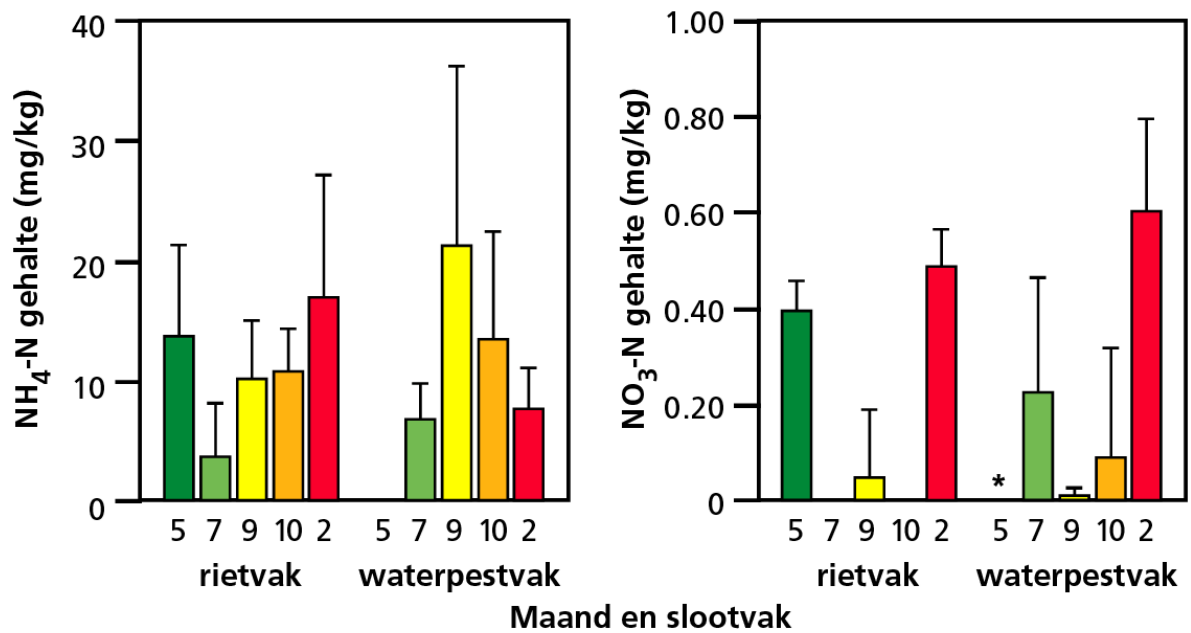


Fig. 4.5.5  $NH_4-N$  (a) en  $NO_3-N$  (b) gehalte in de bodemlaag van 0-10 cm inclusief het slib in een rietvak of een vak gedomineerd door smalle waterpest van mei 1997 - februari 1998 bij een verblijftijd van 1 dag in de sloot en 2,1 dagen in het totale moerassysteem. Data zijn gemiddelden  $\pm$  standaarddeviaties ( $n=8$ ).

**De resultaten kort samengevat:**

- De waterbodem van het filter vertoont een geleidelijke accumulatie van organische stof met daarin gebonden N en P.
- Deze voorraden van nutriënten gaan deel uitmaken van de kringloop van het ecosysteem en worden gemineraliseerd, opgenomen door de vegetatie (met mogelijke verwijdering via maaien of schonen) en weer afgezet in de vorm van strooisel.
- De opname door de vegetatie is terug te vinden in het seizoensverloop van de voorraden anorganisch N en P in de bovenste bodemlaag.
- De verwachte gradiënt in de dikte van de sliblaag van voor naar achter is niet gevonden, hetgeen erop wijst dat sedimentatie min of meer gelijkmatig over de gehele slootlengte voorkomt.

## 5. Massabalans voor stikstof en fosfor

Op grond van de waterbalans van het systeem en zijn onderdelen (zie 3.4) zijn balansen opgesteld voor de fluxen van stikstof en fosfor door het systeem. Hierbij zijn de waterkwantiteitsgegevens gecombineerd met de tweewekelijkse metingen van de waterkwaliteit. Hier bespreken we de N- en P-balansgegevens voor twee onderzoeksjaren. In het eerste onderzoeksjaar zijn jaargemiddelden gegeven voor het voorbezinkbassin, drie rietsloten gezamenlijk, een rietsloot met wisselende waterstanden, drie lisdoddensloten gezamenlijk, een lisdoddensloot met wisselende waterstanden, de controlesloot, de afvoersloot en het totale systeem. In het tweede onderzoeksjaar is geëxperimenteerd met verschillende verblijftijden.

### 5.1 De massabalans voor stikstof

In het eerste onderzoeksjaarkrijgt het systeem als geheel bijna 6400 kg N per jaar te verwerken (tabel 5.1.1). Hiervan verwijdert het voorbezinkbassin ongeveer 680 kg, en de 9 parallelle sloten tezamen 1050 kg N per jaar. De afvoersloot levert vervolgens 170 kg na, waardoor de totale N-verwijdering door het systeem (op basis van concentratie-verschillen) 1650 kg N per jaar bedraagt, of 26% van de input.

**Tabel 5.1.1 De stikstofbalans van de verschillende compartimenten ('riet' en 'lisdodde': sloten met voorin riet of grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten) in het moerassysteem tussen 1 april 1996 en 31 maart 1997 met een gelijke verblijftijd in alle sloten en de absolute (kg N /compartiment/jaar) en relatieve (% t.o.v. de N input van de compartimenten ) stikstofverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie)**

N balans: 1 april 1996 - 31 maart 1997	voorbezink -vijver	riet	lisdodde	controle- sloot	afvoersloot	hele systeem
<b>aanvoer</b>						
aanvoer effluent	6392,7	667,3	658,2	637,6	4598,2	6392,7
atmosferische depositie	6,0	1,7	1,7	1,7	1,4	22,5
<b>afvoer/opslag</b>						
afvoer effluent	5721,4	530,6	536,2	494,0	4769,7	4769,7
infiltratie	148,3	2,7	2,9	1,4	3,6	178,1
denitrificatie in perifyton op spruiten		12,8	3,7		2,8	59,4
denitrificatie in bodem	14,9	2,5	2,5	2,5	0,7	48,0
denitrificatie in water	9,9	0,4	0,3	0,3	0,3	13,0
maaien helofyten		2,4	3,4			23,0
accumulatie in bodem	50,4	8,2	4,7	30,6	27,8	160,3
<b>restpost</b>	453,8	109,6	106,2	110,6	-205,2	1163,5
verwijdering (waterstromen)	677,3	138,4	123,7	145,3	-170,0	1645,5
verwijdering (processen)	223,5	28,9	17,5	34,7	35,2	481,9
% verwijdering (waterstromen)	10,6	20,7	18,7	22,7	-3,7	25,6
% verwijdering (processen)	3,5	4,3	2,7	5,4	0,8	7,5

Opvallend is dat van deze verwijdering maar een beperkt deel verklaard kan worden door de gemeten processen. Het grootste aandeel voor de verwijdering neemt de infiltratie van water naar het grondwater (180 kg N), terwijl denitrificatie totaal 120 kg verwijderd en het maaibeheer 23 kg. De gemeten accumulatie in de bodem bedraagt 160 kg N per jaar. Uiteindelijk is de verwijdering berekend op grond van de gemeten processen dus minder dan 1/3 van die berekend op grond van concentratieverschillen tussen in- en uitstromend water.

Voor deze discrepantie kan een aantal verklaringen worden gegeven. De infiltratie naar het grondwater treedt vooral op in het voorbezinkbassin. De schatting van deze post is redelijk nauwkeurig. De gemeten accumulatie in de bodem ligt ongeveer op hetzelfde niveau (laatste kolom van Tabel 5.1.1). Wanneer we

echter aannemen dat een substantieel deel van de in de bodem infiltrerende N in de bodem wordt vastgelegd, wordt dit deel bij de balansberekening dubbel geteld. Denitrificatie vindt plaats in alle compartimenten van het systeem, maar de grootste bijdrage wordt geleverd door het perifyton in de helofyten-sloten en de bodem van het voorbezinkbassin. Naar alle waarschijnlijkheid zijn de gemeten waarden een onderschatting van de werkelijk opgetreden denitrificatie. Het proces is zeer moeilijk in het veld meetbaar en is zowel ruimtelijk als temporeel zeer variabel. Daar komt nog bij dat het onderzoek heeft uitgewezen dat het perifyton in het systeem de belangrijkste systeemcomponent is waar denitrificatie plaatsvindt. Bij het bepalen van de oppervlakt perifyton in het moerassysteem zijn dode stoppels en liggend strooisel niet meegenomen, hetgeen tot onderschatting van het proces zal hebben geleid. Het is zelfs niet uitgesloten dat de werkelijke denitrificatie een orde van grootte hoger is geweest dan op grond van de metingen is berekend, zodat het 'gat' in de balans erdoor zou kunnen worden opgevuld. De bijdrage van het maaien van de helofyten aan de N-verwijdering is nauwkeurig bekend, en blijft relatief bescheiden.

Uiteraard zal bij de berekening van de N-verwijdering op grond van de concentratieverschillen in het in- en uitstromende water eveneens een marge van onnauwkeurigheid gelden. Er zijn echter geen redenen om aan te nemen dat er sprake is van een systematische over- of onderschatting. Daarom houden we bij het vaststellen van de balans deze waarden aan, en nemen we aan dat de niet op grond van metingen verklaarde verwijdering toe te schrijven is aan een onderschatting van de denitrificatie. Dit betekent dat we denitrificatie als het belangrijkste N-verwijderende proces in het systeem beschouwen.

**Tabel 5.1.2 De stikstofbalans ('riet' en 'lisdodde': sloten met voorin riet of grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten) in het moerassysteem tussen 1 april 1996 en 31 maart 1997 met een gelijke verblijftijd in alle sloten en de absolute (kg N/ha compartiment/jaar) stikstofverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie).**

N balans: 1 april 1996 - 31 maart 1997	voorbezink -vijver	riet	lisdodde	controle- sloot	afvoersloot	hele systeem
aanvoer	18.373	6.946	6.782	6.619	54.804	4.886
afvoer/opslag	17.070	5.810	5.690	5.474	57.249	4.000
restpost	1.303	1.136	1.092	1.145	-2.445	886
verwijdering (waterstromen)	1.945	1.408	1.243	1.505	-2.026	1.253
verwijdering (processen)	642	272	150	360	420	367

In tabel 5.1.2 zijn de aan- en afvoer, restpost en verwijdering van N uitgedrukt als kg per hectare oppervlak in de verschillende compartimenten en het systeem als geheel. De jaarlijkse belasting van het systeem ligt in de buurt van de 5000 kg N per ha, een hoge waarde in vergelijking met literatuurgegevens over zuiveringsmoerassen (Kadlec & Knight 1995). De jaarlijkse belasting van het rietveld bij Lauwersoog met ruw afvalwater bedroeg b.v. 2400 kg N per ha. De verwijderingsefficiënties voor stikstof in een grote dataset van zuiveringsmoerassen vertonen bij dergelijke belastingen een grote spreiding, van 20% nalevering tot 90% verwijdering, met een duidelijke mediane waarde bij een verwijderingspercentage van 30% (Meuleman, 1999). Dit komt goed overeen met de verwijderingspercentages gevonden door voor het rietveld Lauwersoog (30%) en voor het gehele Eversteekooog-systeem (25%, zie tabel 5.1.2). Voor de verschillende compartimenten van het systeem geldt dat met name de negen sloten een verwijderingspercentage van boven 20% halen. Het is opmerkelijk dat het Eversteekooog-systeem, waar grote hoeveelheden relatief schoon effluent verwerkt worden, voor stikstof eenzelfde efficiëntie heeft bereikt als andere, met ruw afvalwater belaste systemen. De hoeveelheid verwijderde N in het Eversteekooog-systeem bedroeg 1250 kg N per ha per jaar, hetgeen meer is dan het Lauwersoog-rietveld zelfs na optimalisatie van het beheer zou kunnen verwijderen (1000 kg N per ha per jaar, Meuleman (1999)).

## 5.2 De massabalans voor fosfor

Voor fosfor is de totale instroom 930 kg P per jaar is geweest, waarvan, berekend op grond van concentratieverschillen, uiteindelijk 73 kg door het systeem wordt verwijderd (tabel 5.2.1). In het voorbezinkbassin is deze verwijdering groter, nl. 98 kg, terwijl in de rest van het systeem ongeveer 25 kg wordt nageleverd. Infiltratie van water naar het grondwater en accumulatie in de bodem zijn de belangrijkste P-verwijderende processen, respectievelijk verantwoordelijk voor 27 en 60 kg P. De bijdrage van het maaien van de helofyten blijft weer bescheiden, nl. 4 kg P. Bij de fosforbalans blijken de berekeningen op grond

van de P concentraties en de waterbalans veel beter overeen te stemmen met de gemeten processen dan bij de stikstofbalans. Hier levert het totaal aan gemeten processen juist een hogere verwijdering op dan berekend op grond van concentratieverschillen. Wellicht vormt het 'dubbel tellen' van P via infiltratie en bodemaccumulatie hiervoor een verklaring.

**Tabel 5.2.1 De fosforbalans van de verschillende compartimenten ('riet' en 'lisdodde': sloten met voorin riet of grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten) in het moerassysteem tussen 1 april 1996 en 31 maart 1997 met een gelijke verblijftijd in alle sloten en de absolute (kg P /compartiment/jaar) en relatieve (% t.o.v. de P input van de compartimenten ) fosforverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie)**

P balans: 1 april 1996 - 31 maart 1997	voorbezink -vijver	riet	lisdodde	controle- sloot	afvoersloot	hele systeem
<b>aanvoer</b>						
aanvoer effluent	929,8	98,5	97,0	93,7	873,2	929,8
atmosferische depositie	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,5
<b>afvoer/opslag</b>						
afvoer effluent	832,5	103,3	102,7	99,9	857,8	857,8
infiltratie	21,4	0,5	0,4	0,3	0,7	26,7
maaien helofyten		0,2	0,8			3,9
accumulatie in bodem	55,4	0,9	-1,6	2,5	4,8	60,0
<b>restpost</b>	20,7	-6,4	-5,2	-8,9	9,9	-18,1
verwijdering (waterstromen)	97,5	-4,8	-5,7	-6,1	15,4	72,5
verwijdering (processen)	76,8	1,6	-0,4	2,8	5,5	90,6
% verwijdering (waterstromen)	10,5	-4,8	-5,8	-6,5	1,8	7,8
% verwijdering (processen)	8,3	1,6	-0,4	3,0	0,6	9,7

Uitgedrukt per oppervlak voor het hele systeem was de aanvoer ongeveer 700 kg P per ha per jaar (Tabel 5.2.2). Ook hier kunnen we spreken van een hoge P-belasting in vergelijking met de dataset over zuiveringsmoerassen, waar de belasting varieerde van 1 tot 5000 kg P per ha per jaar (Kadlec & Knight, 1995, Meuleman, 1999). De belasting van het Lauwersoog-rietveld (ruw afvalwater) bedroeg b.v. 335 kg P per ha per jaar. De zuiveringsefficiëntie in het Eversteekooog-systeem bedroeg 10-12% en is daarmee duidelijk aan de lage kant in vergelijking met literatuurgegevens. In het Lauwersoog-rietveld is b.v. een efficiëntie van 24% gevonden. Absoluut gezien is de P-verwijdering in het Eversteekooog-systeem 60-70 kg P per ha per jaar, tegen 85 kg P per ha per jaar in het Lauwersoog-rietveld.

**Tabel 5.2.2 De fosforbalans van de verschillende compartimenten ('riet' en 'lisdodde': sloten met voorin riet of grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten) in het moerassysteem tussen 1 april 1996 en 31 maart 1997 met een gelijke verblijftijd in alle sloten en de absolute (kg P /ha compartiment/jaar) fosforverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie)**

P balans: 1 april 1996 - 31 maart 1997	voorbezink -vijver	riet	lisdodde	controle-sloot	afvoersloot	hele systeem
aanvoer	2.670	1.023	997	971	10.404	709
afvoer/opslag	2.611	1.089	1.051	1.063	10.286	722
restpost	59	-67	-54	-92	118	-14
verwijdering (waterstromen)	280	-55	-62	-63	183	55
verwijdering (processen)	221	11	-9	29	65	69

### 5. 3 De massabalans voor stikstof bij verschillende verblijftijden

In tabel 5.3.1 is een massabalans gegeven voor N voor het jaar 1997/1998, waarin werd geëxperimenteerd met verschillende verblijftijden. Hierbij zijn de resultaten voor afzonderlijke zuiveringssloten gegeven met riet of grote lisdodde in het helofytencompartiment, en met verblijftijd 1 of 10 dagen. In het algemeen gedragen de sloten met riet of lisdodde zich globaal hetzelfde. Wel blijkt een sterk effect van de verblijftijd. Bij een verblijftijd van 1 dag wordt rond 25% van de aangevoerde stikstof verwijderd (gebaseerd op metingen van concentratieverschillen), terwijl dit bij een verblijftijd van 10 dagen stijgt tot rond de 60%. In alle gevallen geldt weer dat slechts een klein deel van de verwijdering verklaard kan worden uit de gemeten processen. Bij een verblijftijd van 10 dagen blijkt denitrificatie verreweg het belangrijkste N-verwijderende proces te zijn. Zoals hierboven reeds toegelicht zal ook hier de discrepantie tussen gemeten verwijdering op basis van concentratieverschillen en op basis van processen veroorzaakt zijn door een onderschatting van de denitrificatie. De waarden voor de andere gemeten processen zijn veel betrouwbaarder. Hoewel de verwijdering door maaibeheer (helofyten plus waterplanten) absoluut gezien afneemt bij de lange verblijftijd, stijgt deze relatief van ongeveer 1,5% naar ongeveer 10% van de aangevoerde hoeveelheid N. De getallen liggen hierbij voor lisdodde iets hoger dan voor riet.

**Tabel 5.3.1 De stikstofbalans van sloten met een verblijftijd van 0,8 en 9,3 dagen tussen 1 april 1997 en 31 maart 1998 en de absolute (kg N /compartiment/ jaar) en relatieve (% t.o.v. de N input van de compartimenten ) stikstofverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie)**

N balans: 1 april 1997 - 31 maart 1998	sloten met voorin riet en achterin ondergedoken waterplanten		sloten met voorin grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten	
	0,8 dagen	9,3 dagen	0,8 dagen	9,3 dagen
<b>Aanvoer</b>				
aanvoer effluent	735,3	58,8	735,3	59,6
atmosferische depositie	2,2	2,2	2,2	2,2
<b>afvoer/opslag</b>				
afvoer effluent	546,2	20,1	571,9	25,5
Infiltratie	2,9	1,8	3,1	2,0
denitrificatie in perifyton op spruiten	13,5	5,2	4,5	1,9
denitrificatie in bodem	2,4	0,8	2,3	0,9
denitrificatie in water	0,4	1,6	0,3	1,5
maaien helofyten/oogsten waterplanten	8,6	4,6	9,7	7,0
accumulatie in bodem	12,5	-8,1	5,4	-8,1
<b>Restpost</b>	151,1	35,0	140,4	31,1
verwijdering (waterstromen)	191,3	40,9	165,7	36,3
verwijdering (processen)	40,2	5,9	25,3	5,2
% verwijdering (waterstromen)	25,9	67,1	22,5	58,8
% verwijdering (processen)	5,5	9,6	3,4	8,4

**Tabel 5.3.2 De stikstofbalans van sloten met een verblijftijd van 0,8 en 9,3 dagen tussen 1 april 1997 en 31 maart 1998 en de absolute (kg N / ha compartiment/ jaar) stikstofverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie).**

N balans: 1 april 1997 - 31 maart 1998	sloten met voorin riet en achterin ondergedoken waterplanten		sloten met voorin grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten	
	0,8 dagen	9,3 dagen	0,8 dagen	9,3 dagen
Aanvoer	7.495	642	7612	630
afvoer/opslag	5.960	273	6163	313
Restpost	1.535	369	1449	317
verwijdering (waterstromen)	1.944	430	1710	371
verwijdering (processen)	409	62	261	53

Uitgedrukt per eenheid van slootoppervlak blijkt de N-belasting bij de korte verblijftijd rond 7500 kg N per ha per jaar te liggen (Tabel 5.3.2), een zeer hoge waarde. De absolute hoeveelheid verwijderde N per ha per jaar (berekend op grond van de waterstromen) bedraagt ca. 1800 kg bij de korte en 400 kg bij de lange verblijftijd. Hier blijkt weer dat de absolute verwijdering bij een 10 maal zo lage belasting slechts met een factor 4,5 afneemt, waardoor de efficiënte meer dan verdubbelt.

#### 5.4 De massabalans voor fosfor bij verschillende verblijftijden

De massabalansen voor P (tabel 5.4.1) laten wel verschillen zien maar de interpretatie daarvan is niet eenduidig. De sloten met een verblijftijd van 1 dag vertonen een geringe netto nalevering van P op basis van concentratieverschillen en een ongeveer even lage verwijdering op basis van de processen; de getalwaarden liggen in al deze gevallen rond de 4% van de aangevoerde P. De sloten met een verblijftijd van 10 dagen vertonen in drie van de vier berekeningen een netto vastlegging van rond 10% van de aanvoer, in het vierde geval een 7% nalevering. De conclusie hieruit moet zijn dat bij een verblijftijd van 1 dag de sloten geen netto effect op de P-doorvoer hebben, terwijl bij een verblijftijd van 10 dagen een verwijdering minder dan 10% gaat optreden. Dit wordt ook duidelijk uit de balansgegevens uitgedrukt per oppervlakte sloot (tabel 5.4.2). De zeer hoge belastingen bij een verblijftijd van 1 dag (ca. 1800 kg P per ha per jaar) leiden niet tot duidelijke verwijdering, terwijl bij een verblijftijd van 10 dagen ca. 16 kg P per ha per jaar, ofwel 10% van de aanvoer, in de riet- en lisdoddesloot worden verwijderd.

**Tabel 5.4.1 De fosforbalans van sloten met een verblijftijd van 0.8 en 9.3 dagen tussen 1 april 1997 en 31 maart 1998 en de absolute (kg P /compartiment/ jaar) en relatieve (% t.o.v. de P input van de compartimenten ) fosforverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie)**

P balans: 1 april 1997 - 31 maart 1998	sloten met voorin riet en achterin ondergedoken waterplanten		sloten met voorin grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten	
	0,8 dagen	9,3 dagen	0,8 dagen	9,3 dagen
<b>aanvoer</b>				
aanvoer effluent	174,4	13,6	174,4	13,8
atmosferische depositie	0,1	0,1	0,1	0,1
<b>afvoer/opslag</b>				
afvoer effluent	182,8	12,0	180,1	12,4
infiltratie	0,8	0,7	0,8	0,8
maaien helofyten/oogsten waterplanten	1,3	0,8	2,0	1,5
accumulatie in bodem	4,4	-2,3	4,9	-0,6
<b>restpost</b>	-21,9	1,0	-14,6	-0,3
verwijdering (waterstromen)	-8,4	1,6	-5,7	1,4
verwijdering (processen)	6,5	-0,8	7,7	1,7
% verwijdering (waterstromen)	-4,8	12,0	-3,3	10,4
% verwijdering (processen)	3,7	-6,1	4,4	12,5

**Tabel 5.4.2 De fosforbalans van sloten met een verblijftijd van 0.8 en 9.3 dagen tussen 1 april 1997 en 31 maart 1998 en de absolute (kg P /ha compartiment/ jaar) fosforverwijdering op grond van de waterstromen of de processen (inclusief infiltratie)**

P balans: 1 april 1997 - 31 maart 1998	sloten met voorin riet en achterin ondergedoken waterplanten		sloten met voorin grote lisdodde en achterin ondergedoken waterplanten	
	0.8 dagen	9.3 dagen	0.8 dagen	9.3 dagen
aanvoer	1773	144	1801	142
afvoer/opslag	1924	118	1939	145
restpost	-223	11	-151	-3
verwijdering (waterstromen)	-85	17	-59	15
verwijdering (processen)	66	-9	79	18



**De resultaten kort samengevat:**

- Bij de oorspronkelijke verblijftijd van 1,7 dagen voor het systeem als geheel treedt een jaarlijkse N-verwijdering op van ongeveer 25% van de aangevoerde N, berekend op basis van de concentratieverschillen tussen instromend en uitstromend water.
- Deze verwijdering kan slechts voor 1/3 verklaard worden uit de gemeten verwijderingsprocessen, waarschijnlijk door onderschatting van het moeilijk meetbare denitrificatieproces. Dit laatste proces is voor de N-verwijdering verreweg het belangrijkste; het maaibeheer draagt minder dan 2% bij.
- De P-verwijdering blijft steken op minder dan 8% van de jaarlijkse aanvoer. Hier zijn de gegevens op grond van processen beter in overeenstemming met de gegevens op grond van de concentratieverschillen. Accumulatie in de bodem, met name in het voorbezinkbassin, is het belangrijkste verwijderingsmechanisme. Maaien van de vegetatie is slechts verantwoordelijk voor een verwijdering van 0,5% van de aanvoer.
- De belasting van het Everstekooog-systeem met N en P bedraagt resp. 4886 en 709 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>. Dit is aan de hoge kant in vergelijking met gegevens over andere moerassystemen in de literatuur, zeker gezien de relatief lage concentraties en hoge hydraulische belasting. De verwijdering van N bedraagt 1253 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup>, hetgeen zeer goed afsteekt bij literatuurgegevens. De P-verwijdering blijft met 55 kg ha<sup>-1</sup> jaar<sup>-1</sup> duidelijk onder de in vele andere systemen gevonden waarden.
- De N-verwijdering wordt relatief sterk verbeterd bij verhoging van de verblijftijd in de riet- en lisdoddesloten van 1 naar 10 dagen en vertoont een stijging van 25 naar 60% van de aanvoer. De P-verwijdering in deze sloten laat ook een geringe stijging zien: van een netto effect van 0 bij verblijftijd 1 dag stijgt de P-verwijdering naar 10% van de jaarlijkse aanvoer.

## 6 Zuurstofhuishouding

Ook onder gunstige omstandigheden is er in effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties nog een zuurstofvraag aanwezig (Biologische Zuurstof Vraag (BZV) 2-3 mg O<sub>2</sub>/l). Dit heeft tot gevolg dat op de plaats van het lozingspunt meestal onnatuurlijke zuurstofcondities heersen, die de aquatische levensgemeenschappen sterk negatief beïnvloeden. Het effect is groter naarmate het ontvangtpunt kleiner en ondieper is. De aquatische levensgemeenschap is echter van groot belang om water “ecologisch gezond” te houden. Het is de component die water zijn zogenaamde “zelfreinigend vermogen” geeft.

Op het lozingspunt van de rwzi Everstekeog in de polder Waal en Burg was voor de aanleg van het moerassysteem het zuurstof gehalte permanent laag tot op ca. 2 km afstand. Op het lozingspunt zelf zorgde permanent lage zuurstofgehalten voor een nalevering van fosfor uit de bodem. Hierdoor wordt de chemische defosfatering op de rwzi gedeeltelijk teniet gedaan.

In een poldersloot waarop geen effluent wordt geloosd vertoont het zuurstofgehalte een dag-nacht ritme onder invloed van zuurstofproductie door waterplanten overdag en consumptie door alle organismen 's nachts. Deze zuurstofritmiek is een wezenlijk kenmerk van het systeem. Alle organismen in een gezond oppervlaktewater hebben zich daarop evolutionair aangepast. De intensiteit van deze zuurstofritmiek wordt in sterke mate beïnvloed door de productiviteit van de organismen in het water. Naarmate het water voedselrijker is, heeft de zuurstofritmiek een grotere amplitude.

Zuurstofritmiek in oppervlaktewater wordt dus gegenereerd door de aquatische levensgemeenschappen en is een belangrijke graadmeter voor het ecologisch functioneren van het water.

In het onderzoek vormde de zuurstofhuishouding daarom een belangrijk aandachtspunt. Centrale vragen waren:

- Genereert het moerassysteem een natuurlijk zuurstofritme in het oppervlaktewater dat kan worden doorgegeven aan het lozingspunt
- Is het zuurstofritme voldoende robuust in de loop van de seizoenen
- Wordt de zuurstofritmiek beïnvloed door de samenstelling van de helofytenvegetatie
- Wordt de zuurstofritmiek beïnvloed door de verblijftijd
- Zijn de negatieve effecten van kroosontwikkeling op de zuurstofhuishouding te voorkomen

Ook is van belang dat de geïnduceerde zuurstofritmiek blijft bestaan bij calamiteuze sliboverstorten, waarbij veel zuurstofvragend slib in het systeem komt.

De zuurstofhuishouding van moerassystemen is nog slechts zeer sporadisch onderzocht. Kersting (1989) heeft in Nederlandse poldersloten onderzoek gedaan, net als Veeningen (1985). Zij hebben zich vooral bezig gehouden met stratificatie in het zuurstofprofiel, resp. ruimtelijke en temporele verschillen in zuurstofgehalten.

Onderzoek naar de zuurstofhuishouding in moerassystemen is tot nu toe steeds uitgevoerd in relatie tot de stikstofverwijdering (Brix, 1990), maar nooit als op zich zelf staande respons van het systeem met een goede dag/nacht ritmiek als meerwaarde voor de output van een moerassysteem. In de literatuur is geen onderzoek beschreven met de hierboven staande doelstellingen

Omdat het zuurstofgehalte op enig moment de respons is van een aantal processen wordt hiervan een kort overzicht gegeven. Er kunnen twee typen processen onderscheiden worden die de zuurstofconcentratie in water bepalen:

1. Fysische processen
2. Biologische processen

Veranderingen van temperatuur, zoutgehalte en luchtdruk hebben een niet-lineaire invloed op de zuurstofconcentratie. Daarbij is temperatuur de belangrijkste, waarbij in koude omstandigheden aanzienlijk veel meer zuurstof in water kan zijn opgelost.

Biologische processen hebben een meer complex effect op het zuurstofgehalte in water. Naast consumptie door levende organismen, produceren planten onder invloed van licht veel zuurstof.

In het Everstekeog systeem domineert de invloed van planten en dieren op het zuurstofgehalte. Relatief grote hoeveelheden organisch materiaal jaagt het gebruik van zuurstof door bacteriën, shredders etc. op. Ook de biomassa productie van planten is hoog. Daardoor kan de zuurstofproductie van planten overdag ook zeer hoog zijn (tot meer dan 30 mg/l opgeloste zuurstof, ca.300% oververzadiging).

## 6.1 Eigenschappen van het effluent

Het effluent van de rwzi Eversteekoog heeft een permanent laag zuurstofgehalte (fig. 6.1.1) gedurende het gehele jaar. Zuurstof is niet volledig afwezig, maar bij lozing in het oppervlaktewater daalt het vervolgens nog enigszins naar concentraties van 1-1,5 mg/l. Een dag-nachtritme is vrijwel afwezig. Een belangrijke factor die dit beeld bepaalt zijn fijne zwevende vlokjes (pin-point flocs) van actief slib. In het moeras systeem worden deze vooral verwijderd in het zogenaamde voorbezinkbassin.

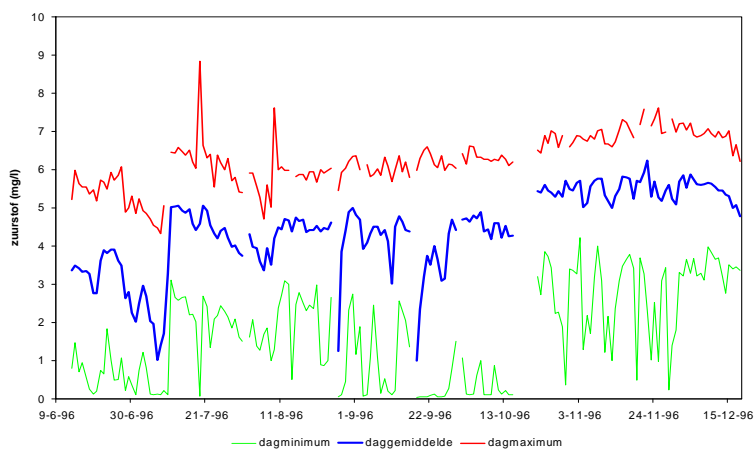


Fig. 6.1.1 De zuurstofhuishouding van het effluent van rwzi Eversteekoog

## 6.2 Productie van zuurstof in het moerassysteem

Het moerassysteem brengt in het zuurstofarme effluent een krachtig dag/nachtritme in het zuurstofgehalte teweeg (fig. 6.2.1). Deze ritmiek is onafhankelijk van het seizoen, hoewel de seizoenen wel invloed hebben op de amplitude. De dagmaxima die in het moerassysteem worden gegenereerd blijven steeds hoger dan de gevonden maxima in het rwzi effluent (fig. 6.2.2).

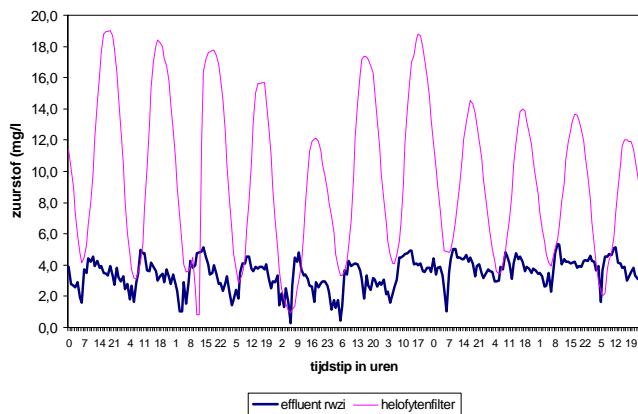


Fig. 6.2.1 Verschil in zuurstofritme tussen rwzi effluent en moerassysteem in de periode 15-25 juni 1996.

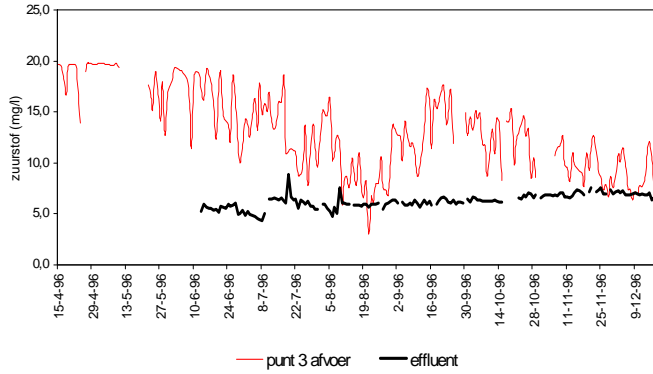


Fig. 6.2.2 Dagmaxima van het moerassysteem vergeleken met de dagmaxima van de rwzi

In het moerassysteem is een duidelijke gradiënt in het zuurstofgehalte aangetroffen, waarbij het daggemiddelde zuurstofgehalte stijgt (fig. 6.2.3).

In het voorbezinkbassin stijgt het daggemiddelde met ca. 2 mg/l. In het slotensysteem daalt het zuurstofgehalte in het helofytendeel enigszins. In het waterplantendeel van de sloten wordt zeer veel zuurstof geproduceerd. Aan het uiteinde van de waterplantvakken stijgt het daggemiddelde tot meer dan 10 mg/l. Het effluent van het moerassysteem wordt uiteindelijk geloosd met een gemiddeld zuurstofgehalte van ca. 8 mg/l. Tussen sloten met Riet en Lisdodden is geen significant verschil aantoonbaar.

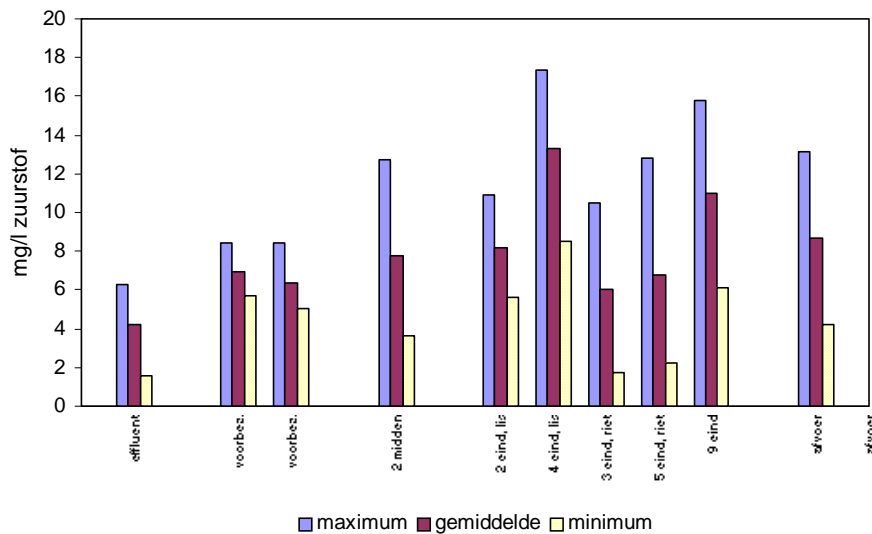


Fig. 6.2.3 Ruimtelijke verandering in de zuurstofhuishouding

Licht is de belangrijkste motor voor de productie van zuurstof door waterplanten. De zuurstofproductie ijlt daarbij ca. 6 uur na, onder gelijkmatige temperaturomstandigheden en bij onbewolkte hemel (fig. 6.2.4). In juni 1996 waren deze omstandigheden gedurende 10 dagen aanwezig. De hoogste zuurstofconcentraties traden aan het einde van de dag op. Daardoor ontstaat een gunstige situatie voor de donkere periode, waarin alleen zuurstofconsumptie plaatsvindt. Pas aan het eind van de nacht raakt het zuurstofgehalte uitgeput.

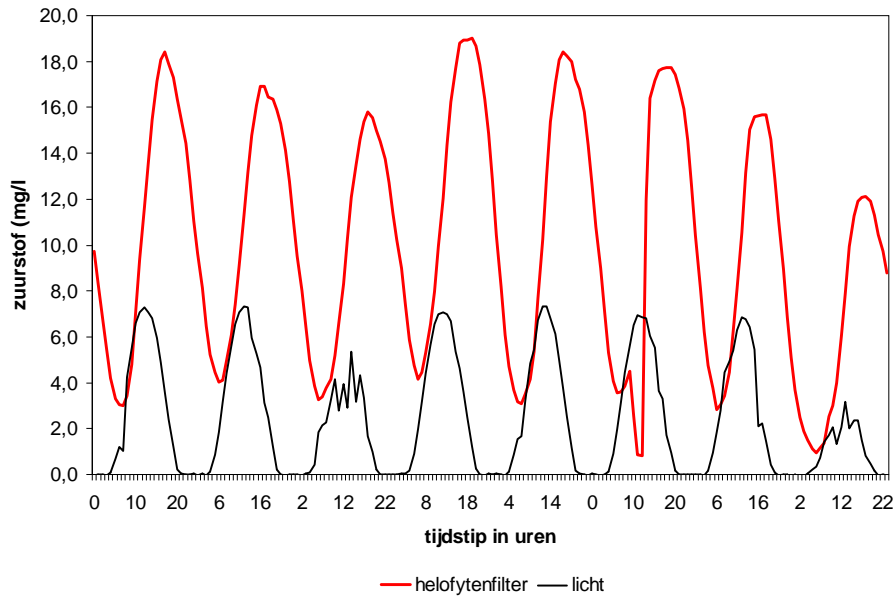


Fig. 6.2.4 De zuurstofproductie ijlt ca. 6 uur na op een aantal zomerdagen tussen 12 en 19 juni 1996.

Onder het eerder genoemde gunstige lichtregime bestond een parabolisch verband tussen licht en zuurstofconcentratie in de verzamelsloot van het moerassysteem. Dit verband trad vooral op boven de verzadigingswaarde van zuurstof. Dit is begrijpelijk, omdat daarboven pas het zuurstofgehalte in stand gehouden wordt door de zuurstofproductie van (submerse) planten (fig. 6.2.5).

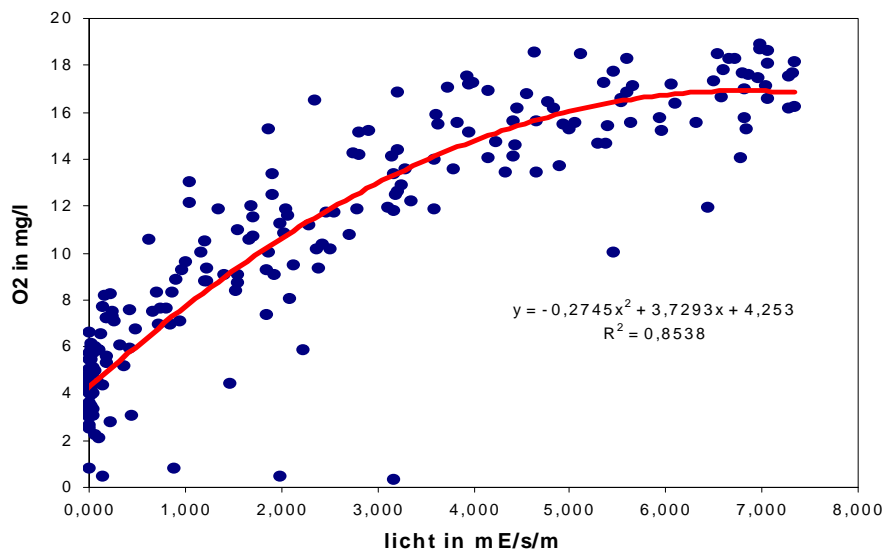


Fig. 6.2.5 Parabolisch verband tussen licht en zuurstofconcentratie bij een verschuiving van 6 uur. 12-19 juni 1996.

In het voorjaar is de zuurstof productie het hoogst, waarbij grote oververzadiging (tot meer dan 25 mg/l) overdag wordt afgewisseld met relatief lage zuurstofgehalten 's nachts (fig. 6.2.6). In juli en augustus daalt het zuurstofgehalte als gevolg van het afsterven van biomassa, die de zuurstofvraag in het systeem doet stijgen onder invloed van gunstige temperaturen. 's Nachts kunnen dan perioden van zuurstofloosheid optreden. Vanaf september keert het voorjaarsbeeld terug.

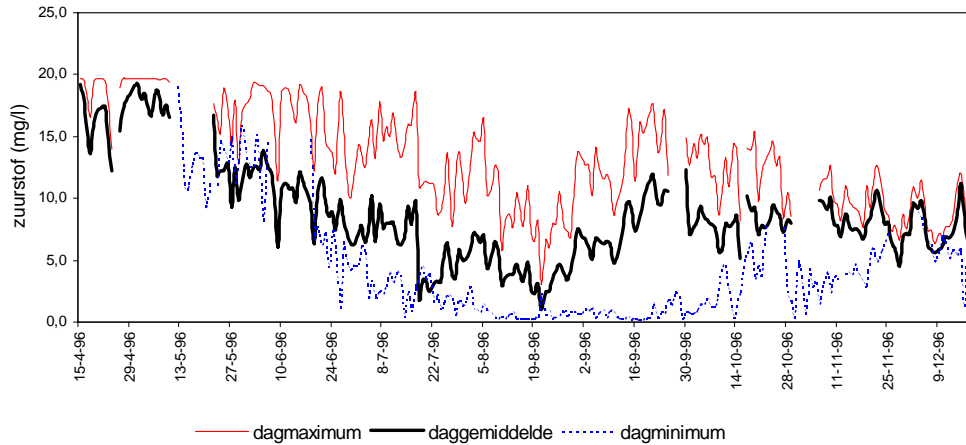


Fig. 6.2.6. Verloop van minimum, gemiddelde en maximum over het gehele jaar van het effluent van het moerassysteem

### 6.3 Verblijftijd versus daggemiddelde zuurstofgehalte

In 1997 werd ook onderzocht of verblijftijd invloed heeft op de zuurstofhuishouding. Er werd steeds een positief verband gevonden tussen de verblijftijd en het daggemiddelde zuurstofgehalte (fig. 6.3.1). Hetzelfde beeld werd geconstateerd met het dagmaximum en het dagminimum. Het gevonden verband is weliswaar niet significant, maar geeft wel een bepaalde trend aan. Bij een langere verblijftijd kan aan het begin van elke sloot meer organisch materiaal omgezet worden, waardoor aan het eind van de sloot de zuurstofvraag geringer is geworden. Bij een langere verblijftijd wordt het minimum dat in een etmaal optreedt dus minder laag. Dit is gunstiger voor het ontvangend oppervlaktewater.

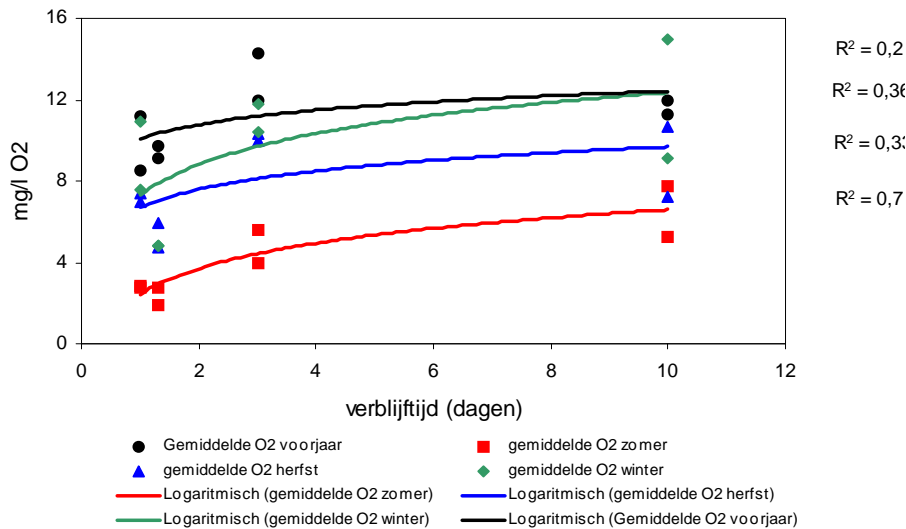


Fig. 6.3.1 Verband tussen verblijftijd en daggemiddelde zuurstofgehalte in 4 seizoenen

### 6.4 Zuurstofproductie en submerse plantengroei

De gemiddelde bedekking met waterplanten in de verschillende sloten is in de loop van het onderzoek tamelijk stabiel geweest. In 1995 was de situatie nog duidelijk in ontwikkeling, maar in 1996 en 1997 was de gemiddelde bedekking vergelijkbaar (tabel 6.4.1).

Tabel 6.4.1 gemiddeld bedekkingpercentage van submerse vegetatie

	Submers	Stdev
1995	20	8
1996	33	11
1997	34	5

In 1996 waren de verschillen in bedekking met submerse waterplanten tussen de sloten nog groot (tabel 6.4.2). In augustus is de bedekking meestal het grootst (100%). In september loopt de bedekking weer terug. Er is geen directe relatie met de zuurstofhuishouding, die in augustus meestal een dieptepunt bereikt.

Tabel 6.4.2 gemiddeld bedekkingspercentage in 1996 en 1997

Slootnr.	1996			1997		
	Emers	submers	flab	emers	submers	flab
1	42	23	27	48	31	12
2	10	43	17	43	29	31
3	43	39	26	49	34	13
4	10	23	3	41	41	31
5	42	42	30	51	30	2
6	7	34	10	32	37	5
7	43	24	6	50	37	61
8	11	18	12	50	41	14
9	0	51	30	1	27	21

### 6.5 Effect van kroosgroei

In augustus 1997 raakten enkele sloten voor 100% bedekt met eendekroos, met name *Lemna minor*, en kleine hoeveelheden *Lemna gibba* en *Spirodela polyrizha*. Dit had tot gevolg dat de zuurstofproductie door waterplanten langzaam tot stilstand kwam (fig. 6.5.1). Na enkele weken was het water in de sloten volledig zuurstofloos geworden. Naar aanleiding hiervan is kroos verwijderd, waarna de zuurstofproductie vrijwel onmiddellijk weer op gang kwam. Kroosbedekking in het systeem heeft dus een duidelijk negatief effect, maar dit effect is omkeerbaar, zodra kroos verwijderd wordt.

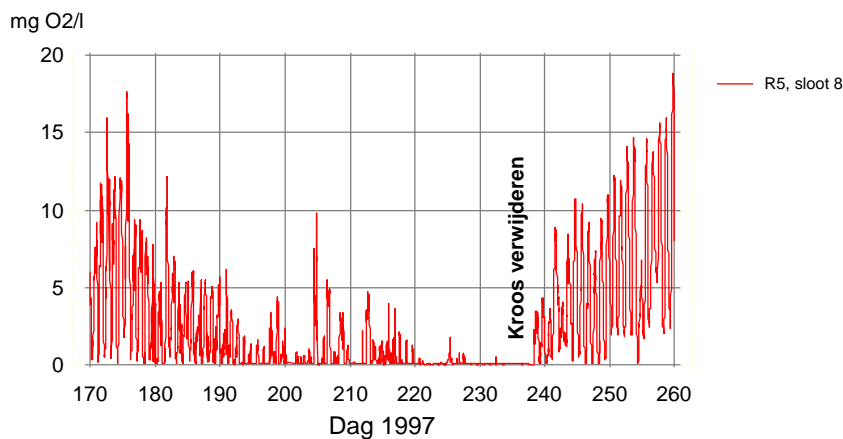


Fig. 6.5.1 Effect van kroosgroei en opnieuw starten van de zuurstofproductie na verwijdering

**De resultaten kort samengevat:**

- In het effluent van de rwzi EversteKoog is het zuurstofgehalte relatief laag zonder dag/nachtritme
- In de afvoersloot van het moerassysteem is een robuuste zuurstofritmiek aanwezig, die goed vergelijkbaar is met wat in poldersloten gevonden wordt
- Verbetering van de zuurstofhuishouding vindt overwegend in het waterplantendeel van het systeem plaats.
- De zuurstofritmiek wordt overwegend door licht gestuurd en ijlt ca. 6 uur na op het lichtregime
- In juli en augustus wordt de zuurstofhuishouding negatief beïnvloed door afbraak van interne biomassa
- Vergroting van de verblijftijd heeft minder lage minima 's nachts tot gevolg
- Verwijdering van kroos stimuleert de zuurstofproductie door submerse planten sterk



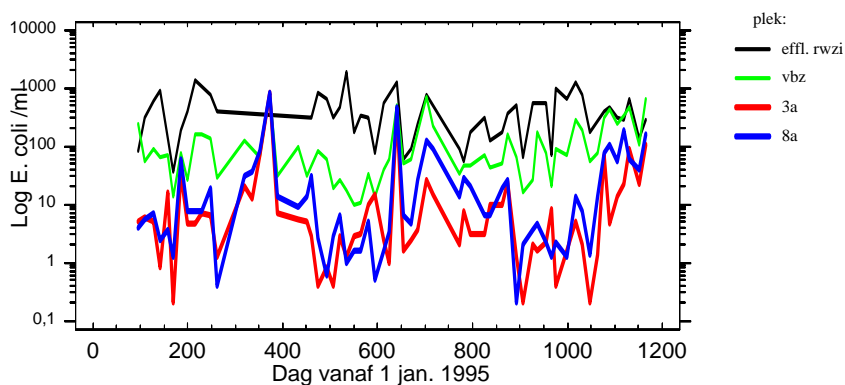
## 7. Desinfectie

Afvalwater bevat aanzienlijke aantallen bacteriën zowel afkomstig van menselijke uitwerpselen, als gegroeid in de rwzi zelf. In een actief-slib installatie wordt afvalwater met behulp van bacteriën gezuiverd. De meeste bacteriën zijn aan "vlokken" gehecht. De afscheiding van deze vlokken vindt plaats door bezinking in een nabezinktank, deze afscheiding is verre van perfect. Gehecht aan zeer kleine slibvlokje of als losse bacterie verlaten ongeveer 1000 E.coli/ml, de rwzi.

Bij regen, als de aanvoer van afvalwater naar de rwzi meer dan drie maal zo groot kan zijn werkt een nabezinktank veel minder goed. Zwevend stofgehaltenes van meer dan 10 mg/l zijn dan geen uitzondering. E.coli. bacteriën, die in de winter met een pieklozing van slib geloosd worden, kunnen heel goed tot in de zomer in anaërobe sedimenten overleven en na opwoeling van het bodemsediment in de zomer tot een aanzienlijke verslechtering van de hygiënische situatie leiden.

### 7.1 Verloop over drie jaar

Twee van de sloten, de sloten 3 en 8, hadden over de hele onderzoeksperiode dezelfde HRT (HRT complete systeem 2,1 dag). Vergelijking van de gehaltenes aan het eind van de sloten met het effluent van de rwzi laat zien dat over de hele periode een reductie van 100-1000 naar 1 - 10 plaats vindt bij een betrekkelijk korte verblijftijd (< 2,1 dag) verblijftijd (fig. 7.1.1)

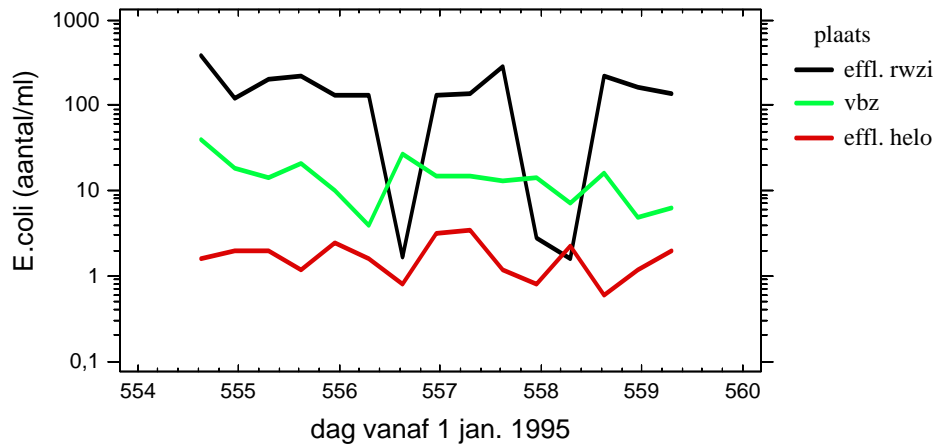


Figuur 7.1.1 Het verloop van het aantal E.Coli in het effluent van de rwzi, in de voorbezinkvijver en in de afloop van twee sloten over bijna vier jaar

Een deel van de "pieken" in de figuur wordt veroorzaakt door regenweer aanvoer. De gegevens tonen aan dat het moerassysteem over een lange periode in staat is om bij betrekkelijk korte verblijftijden een goede desinfectie tot stand te brengen, met een eindresultaat dat voldoet aan de kwaliteitsnormen van de rijksoverheid voor oppervlaktewater en zwemwater.

### 7.2 Intensieve meetperiode

De intensieve meetperiode in juli 1996, met stabiele zonnige weersomstandigheden, geeft een stabiele reductie van de aantallen E.Coli in het moerassysteem (Fig. 7.2.1 ) te zien. Het aantal E.Coli in het effluent was in deze week ongeveer 150/ml. Dit aantal nam af tot gemiddeld 15/ml in het voorbezinkbassin en gemiddeld 1,8/ml in de afvoer van de sloten. Er was in deze periode wel verschil, maar statistisch niet significant, tussen sloten met Riet en met Lisdodden. Ogenscheinlijk vertonen sloten met Riet een betere desinfectie dan sloten met Lisdodden. Opvallende echter was dat in deze periode de blanco sloot, dus zonder Riet of Lisdodden, de laagste gehaltenes aan E.Coli liet zien, nl. gemiddeld 1,2/ml.



Figuur 7.2.1. Het aantal E.Coli in het effluent van de rwzi, de voorbezinkvijver en het effluent van het helofytenfilter gedurende de intensieve meetweek in juli 1996 (HRT = 2.1 d)

### 7.3 Invloed van de verblijftijd

In de pilotstudy (Schreijer et al, 1996) was aangetoond dat de verblijftijd in dit type moerassysteem een bepalende factor is voor het te behalen resultaat. Toen werd een verband tussen E.Coli (aantal per ml) en de HRT in dagen) van  $^{10}\log E.Coli = -0,65 * HRT + C$  gevonden (fig. 7.3.1). De k-waarde van  $-0,65$  is niet uitzonderlijk voor afsterven van E.coli in oppervlaktewater (de Ruiter, 1978).

In dit onderzoek werd in 1997/1998 een vergelijkbaar effect van de verblijftijd gevonden (tabel 7.1). De verwijdering van E.coli was in de winter met een k-waarde van  $-0,29$  lager dan in de overige seizoenen. Dit onderscheid was significant, de correlatiecoëfficiënten waren rond de  $-0,9$ . Het minimum niveau was ongeveer 1 E.coli per ml, dit werd in de zomer al bij een verblijftijd van 4 dagen betrouwbaar bereikt (fig. 7.3.2).

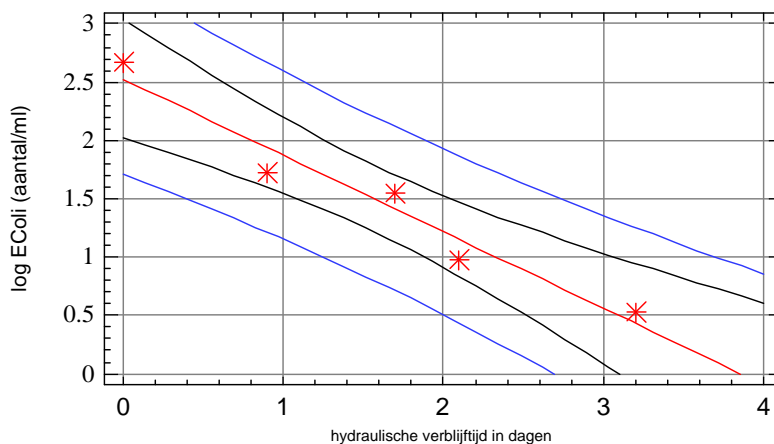
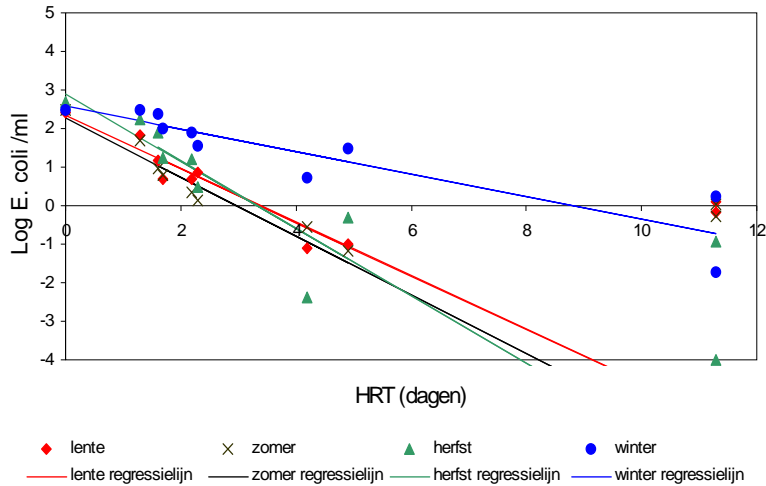


Fig. 7.3.1 Relatie tussen E.coli en hydraulische verblijftijd (n=5) (Schreijer e.a.1996)



Figuur 7.3.2 Relatie tussen aantallen E.Coli/ml en hydraulische verblijftijd aan het eind van de sloten in 1997/98 vier verschillende seizoenen

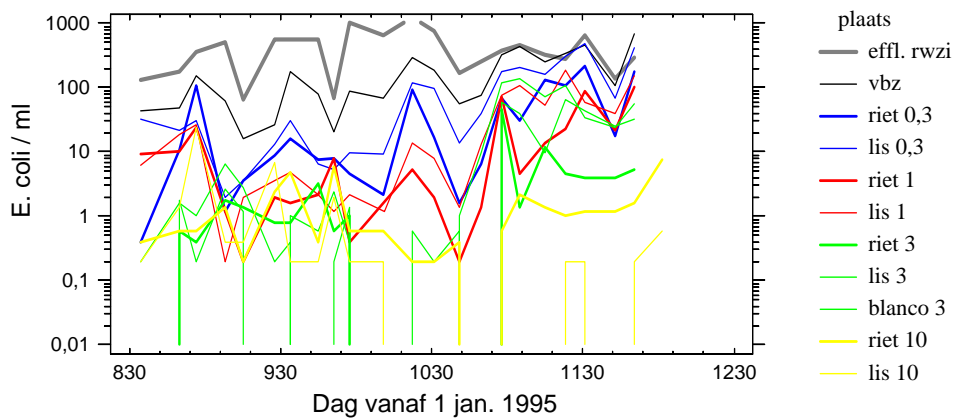


Fig. 7.3.3 Het verloop van het aantal E.coli in de intensieve meetweek in zomer van 1997

De verwijdering van E.coli over een kortere periode in de zomer in diverse sloten wordt geïllustreerd in fig. 7.3.3. Er is ook in deze korte periode een duidelijke invloed van de verblijftijd waarneembaar. Bij een verblijftijd van 2,1 dag in het systeem is onder deze, voor desinfectie gunstige zomerse omstandigheden, de norm van 10 E.coli per milliliter haalbaar.

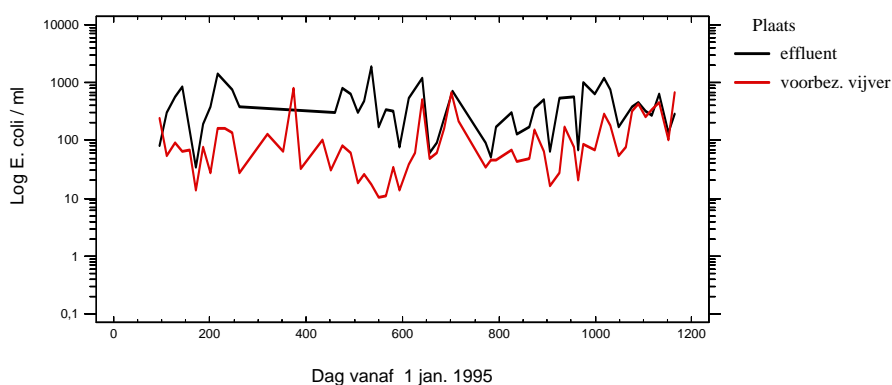
Tabel 7.1 De verwijdering van E.coli in de verschillende seizoenen in 1997-1998

Seizoen	k-waarde	Corr. Coëfficiënt
Voorjaar	-0.69	-0.95
Zomer	-0.76	-0.96
Herfst	-0.87	-0.88
Winter	-0.29	-0.91

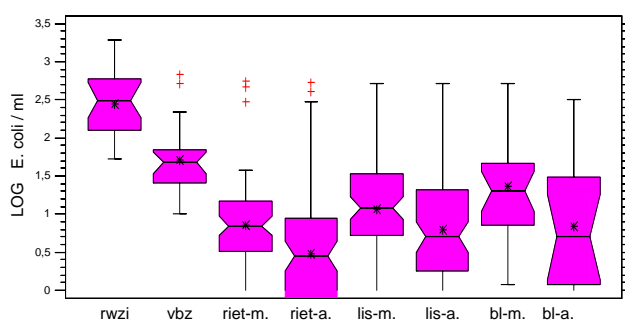
**Tabel 7.2 Aantallen E.coli per ml in monsterpunten die het hele onderzoek vergelijkbare omstandigheden kenden.**

<i>Locatie</i>	<i>Gemiddelde</i>	<i>mediaan</i>
Effluent rwzi	450	330
Voorbezinkbassin	140	68
Midden sloot 3: Riet	22	18.1
Eind sloot 3: Riet	30	14.7
Midden sloot 8: Lisdodde	46	13.5
Eind sloot 8: Lisdodde	44	7.4

In het voorbezinkbassin vindt een eerste reductie van het aantal E.coli plaats (fig. 7.3.4). Over het hele onderzoek is de reductie in het voorbezinkbassin (verblijftijd ca. 1,3 dag) bijna 70 %. Dit percentage varieerde, mogelijk onder invloed van predatie door watervlooien. In de beginperiode met veel watervlooien was de reductie met ruim 80 % duidelijk hoger dan in het laatste deel van het onderzoek (nog geen 60 %).



*Fig. 7.3.4 De aantallen E.coli in het effluent van de rwzi en van de voorbezinkvijver*



*Fig. 7.3.5 Aantallen E.coli/ml in effluent van de rwzi, de voorbezinkvijver, respectievelijk midden en eind van de sloten met riet en lisdodde en in de blanco sloot (1996/97, alle sloten gelijke verblijftijd)*

Een volgende is de uitsplitsing naar het midden van de sloten, dus achter het ondiepe deel met Riet of Lisdodden en naar het eind van de sloten. In fig. 7.3.5 wordt aannemelijk gemaakt dat de het grootste deel van de verwijdering van E.coli in het eerste deel (het helofytendeel) van de sloten plaatsvindt. Het is nog onduidelijk welke processen hiervoor verantwoordelijk zijn. Het ligt voor de hand te veronderstellen dat in

het beschutte deel met Riet of Lisdodde E.coli bacteriën bezinken of in haarwortels ingevangen worden. Riet (5 E.coli/ml) is hierbij duidelijk effectiever dan Lisdodde (7,4 E.coli/ml), de blanco sloot bleef hierbij in deze periode met 10 E.coli/ml achter. Het effect van de vegetatie wordt nog duidelijker geïllustreerd in fig. 7.3.6. Bij een langere verblijftijd in de sloten is de invloed van de vegetatie minder, bij een korte verblijftijd is de desinfectie in de sloten met Riet duidelijk beter dan in de sloten met Lisdodden. De blanco sloot scoorde relatief slecht. Ook dit leidt tot de conclusie dat de desinfectie mogelijk meer afhankelijk is van flocculatie en biologische processen in het helofytendeel dan door afsterving door zonlicht/UV.

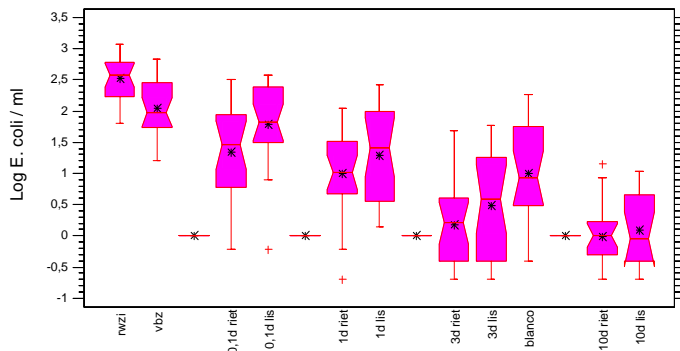


Fig. 7.3.6 De invloed van de verblijftijd en van de vegetatie op het aantal E.coli, periode met verblijftijden in de sloten tot 10 dagen

Sedert een reeks van jaren wordt er op de rwzi Wervershoof van Uitwaterende Sluizen chemisch, met chloorbleekloog gedesinfecteerd. Even zolang is er kritiek op deze weinig milieuvriendelijke methode (Heide, 1984). De chemische desinfectie leidde in 1996 tot een gemiddeld aantal E.coli van 111/l. Het grote verschil met de mediaan van 8/l wijst er op dat de resultaten een aanzienlijke spreiding vertoonde (tabel 7.3). Reeds bij een hydraulische verblijftijd van twee dagen is de reductie aan E.coli in het moerassysteem Eversteekooog beter dan bij de chemische desinfectie met chloorbleekloog. Dat chemische desinfectie met Chloorbleekloog veel minder goede resultaten oplevert komt voor een deel doordat bij zeer hoge Chloorbleekloogconcentraties onaanvaardbare restchloorconcentraties in het ontvangende oppervlaktewater ontstaan. Om dit te vermijden wordt steeds suboptimaal gedoseerd op de rwzi.

Tabel 7.3 Vergelijking van E.coli (aantal/ml) in het effluent van het moerassysteem Eversteekooog ("biologische" desinfectie, HRT = 2 dagen) en Wervershoof (chemische desinfectie met chloorbleekloog), zomerseizoen 1996

	Eversteekooog	Wervershoof
aantal waarnemingen	12	22
Gemiddelde	27	111
Mediaan	2,2	8
Standaardafwijking	74	262

## 7.4 Virussen en fagen

Door het provinciale waterleidingbedrijf PWN zijn in het najaar vier maal fagen bepaald, in tabel 7.4.1 zijn gemiddelde waarden opgenomen van deze vier metingen (op 1 september, 30 september, 13 oktober en 25 november 1997). PWN bepaalt routinematig de MS2-faag, dit is een F-specifieke RNA virus, die een goede indicator is gebleken voor zgn “enteric-virussen” van de mens (Havelaar, 1986). Er zijn ook andere colifagen, maar deze zijn minder specifiek voor E.coli en vertonen in het vrije veld een vrij grote nagroei (parasitisme op andere bacteriën). De MS2 faag valt aan op de zgn. “pilli” van de colibacterie, de andere fagen penetreren gewoon de celwand.

Tabel 7.4.1 Overzicht van vier bepalingen van de MS2-faag in het najaar van 1997

	MS2-fagen	Reductie fagen	E.Coli	Reductie E.Coli
	Aantal per ml	In %	Aantal per ml	In %
<b>Effluent rwzi</b>	6,7		790	
<b>Voorbezinkbassin</b>	2,7	32	115	89
<b>Sloot 3 – riet</b>	1,6	60	2,2	99,8
<b>Sloot 5 – riet</b>	0,1	98	0,4	99,97
<b>Sloot 7 – riet</b>	0,7	84	0,3	99,98
<b>Sloot 9 – riet</b>	0,3	94	26	97,2
<b>Effluent moerassysteem (gem HRT = 2 d)</b>	2,3	42	25	97,5

Het blijkt dat de reductie aan virussen in het moerassysteem vrij aanzienlijk is. Net als bij de E.coli is de relatie met de hydraulische verblijftijd duidelijk: hoe langere verblijftijd des te beter. In fig. 7.4.1 is de afname van de MS2-fagen uitgezet tegen de hydraulische verblijftijd in het moerassysteem. Lineaire regressie levert de volgende vergelijking op:  $^{10}\log \text{ fagen} = 0,59 - 0,16 * \text{HRT}$ . De k-waarde in deze vergelijking van 0,16 is lager dan de 0,65 die voor de verdwijning van de E.coli is gevonden.

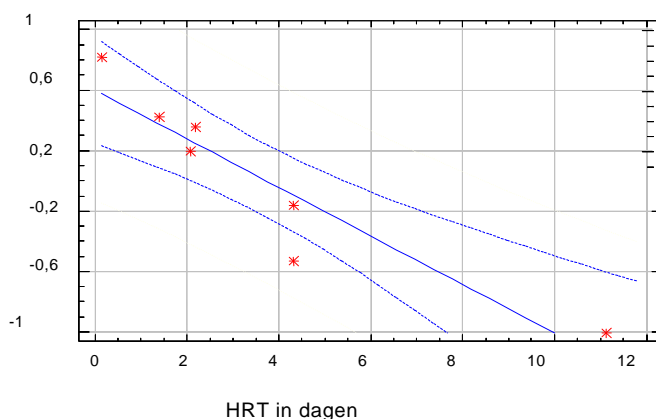


Fig. 7.4.1 Afname van het aantal fagen tijdens passage door het moerassysteem Y-as in MS2 Faag /ml moerassysteem (HRT = hydraulische verblijftijd in dagen)

De (vrijwel) gelijktijdige bepaling van fagen en E.coli levert de mogelijkheid om de aantallen tijdens de passage door het moerassysteem te vergelijken. Zie fig. 7.4.2: De regressie was  $^{10}\log \text{ fagen} = 0,36 + 0,32 * ^{10}\log \text{ E.coli}$  (corr. coëfficiënt 0.74,  $p < 0,01$ ). Het bevestigt dat de E.coli parameter ook aanwijzingen geeft over andere ziekte verwekkers.

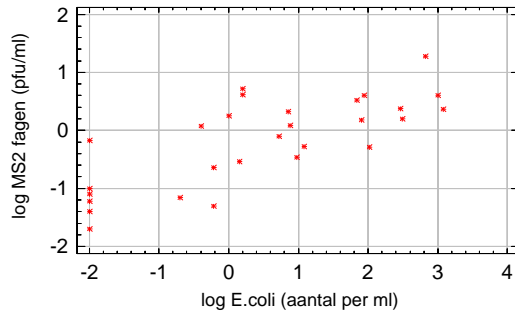


Fig. 7.4.2 Het verband tussen de faagconcentratie en de logarithme van de coli-concentratie ( $n=28$ ).

**De resultaten kort samengevat:**

- Er is een duidelijke relatie tussen mate van verwijdering van E.coli en de verblijftijd;
- Riet leidt tot lagere aantallen E.coli dan Lisdodde. Zonder helofyten is verwijdering nog minder;
- Een langere verblijftijd leidt tot lage E.coli aantallen, ook in de winter
- Voor een betrouwbare ( $< E.coli = 10$ ) desinfectie gedurende het hele jaar is een HRT van 4 dagen nodig, bij deze verblijftijd is het aantal E.coli een groot deel van het jaar minder dan 1 per ml;
- Voor een desinfectie tot ongeveer 10 E.coli/ml alleen in de zomer is een verblijftijd van twee dagen voldoende.
- Om pieklozingen tijdens regenperiodes te voorkomen is buffering van water aan te bevelen;
- De vermindering van MS2-fagen duidt op een sterke vermindering van virussen bij langere verblijftijden in het moerassysteem. De afname gaat echter aanzienlijk langzamer dan bij E.coli.

## 8 zwevend stof

Onopgeloste bestanddelen, fijn zwevend slib, veroorzaakt in effluent soms een lichte troebelheid. Een substantiele concentratie van zwevend stof leidt altijd tot een slechte kwaliteit van het effluent, omdat het zwevend stof reactief, zuurstofvragend materiaal is. Een belangrijke kwaliteitsnorm voor effluent is daarom de hoeveelheid onopgeloste bestanddelen. De kwaliteitsnorm voor het zwevend stof gehalte in effluent ligt dan ook betrekkelijk laag (< 10 mg/l).

De verwachting was dat het moerassysteem Eversteekoog verder zou bijdragen aan een verlaging van het zwevend stof gehalte en in relatie daarmee aan een verlaging van het CZV gehalte, dat er vaak mee is gecorreleerd. Behalve als onopgeloste bestanddelen is het zwevend stof gehalte ook gemeten als troebelheid (in FTU), omdat directe meting van het zwevend stof onder 5 mg/l niet goed mogelijk was in verband met de detectiegrens van de gehanteerde methoden. Aangezien er een duidelijke correlatie is aangetoond tussen zwevend stof en troebelheid (WRI, 1992) is bij de uitwerking van de gegevens vooral gebruik gemaakt van troebelheid. De concentratie onopgeloste bestanddelen was overwegend lager dan 5 mg/l, maar kende enkele keren uitschieters naar 8 mg/l. De CZV concentratie varieerde tussen de 20 en 60 mg/l, een enkele uitschieter daargelaten.

### 8.1 De zwevend stof paradox

Hoewel de verwachting was dat troebelheid af zou nemen, bleek juist een substantiële toename op te treden in het effluent van het moerassysteem (fig. 8.1.1). De concentratie steeg tot een factor 4. Bij een nadere vergelijking tussen het zwevend stof in het effluent van de rwzi en van het moerassysteem bleek het vooral om een kwaliteitsverschil te gaan. Het zwevend stof in het effluent bestaat vooral uit kleine slibvlokken met actief slib met bacteriedraden (fig. 8.1.2). Het zwevend stof afkomstig uit het moerassysteem bestaat juist uit fijn organisch plantaardig materiaal en algen (diatomeeën) (fig. 8.1.3).

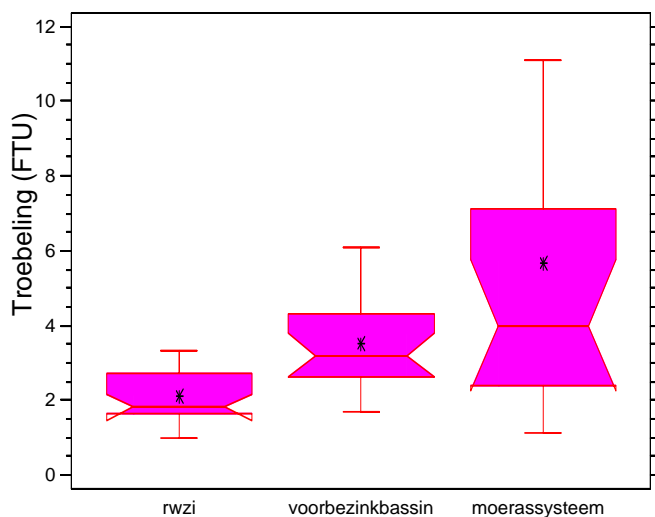
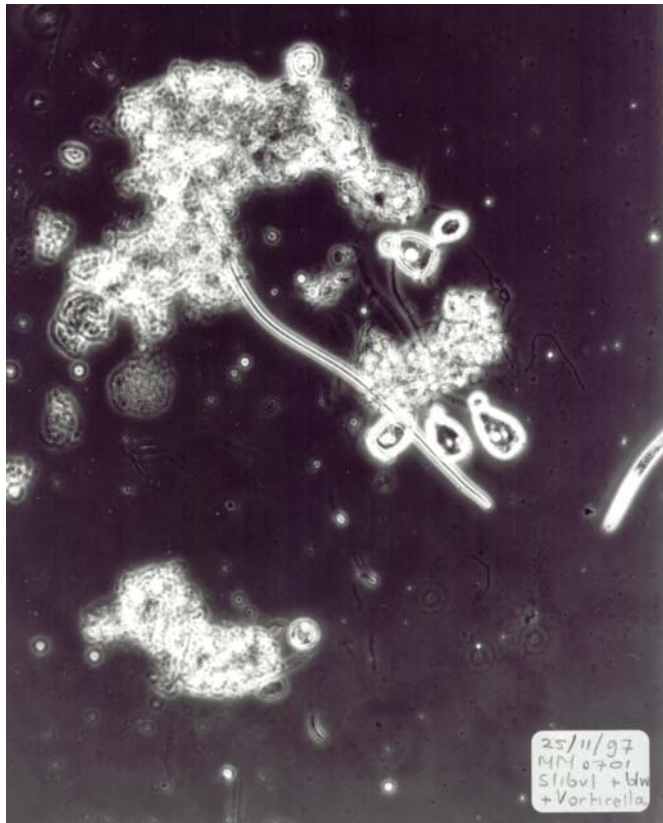
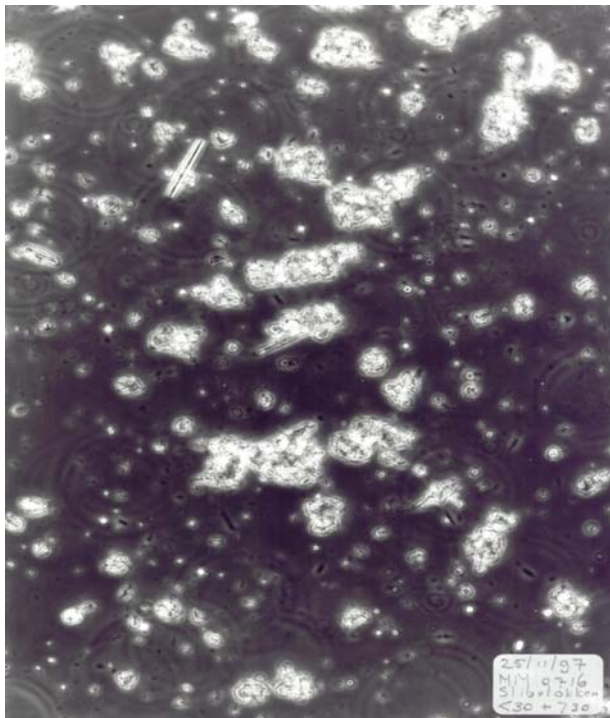


Fig. 8.1.1 Troebelheid in verschillende compartimenten van het moerassysteem





*Fig 8.1.2 Microscopische beeld van het zwevend stof in effluent van de rwzi*



*Fig 8.1.3. Microscopisch beeld van het zwevend stof in het effluent van het moerassysteem*

Naarmate de verblijftijd in de sloten langer wordt, neemt ook de troebelheid in het water toe, vooral in het voorjaar (fig. 8.1.4). Door een kleinere aanvoer van effluent naar de sloten met een langere verblijftijd wordt troebeling van het water door o.a. algengroei en dood organisch materiaal belangrijker. In de rwzi wordt het organisch afval omgezet in voedingsstoffen, die vervolgens weer dienen voor de groei van algen, planten en macrofauna. Deze biomassa groeit niet alleen, maar sterft ook voortdurend af en draagt daardoor bij aan de troebeling van het water. Dit is dus een andere troebeling dan die in effluent van rwzi's.

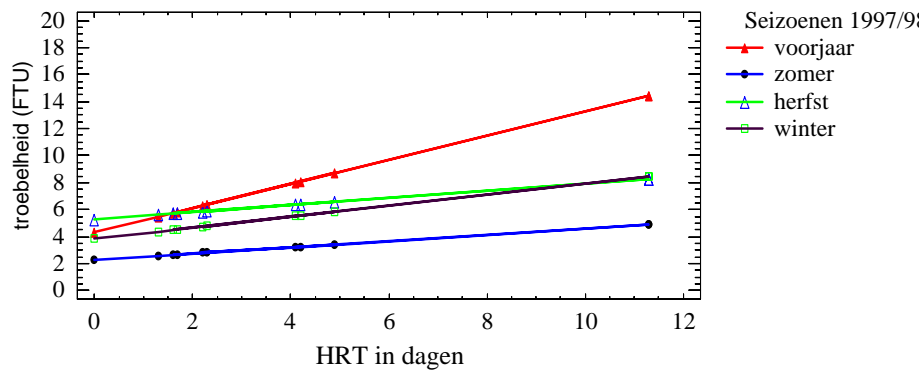
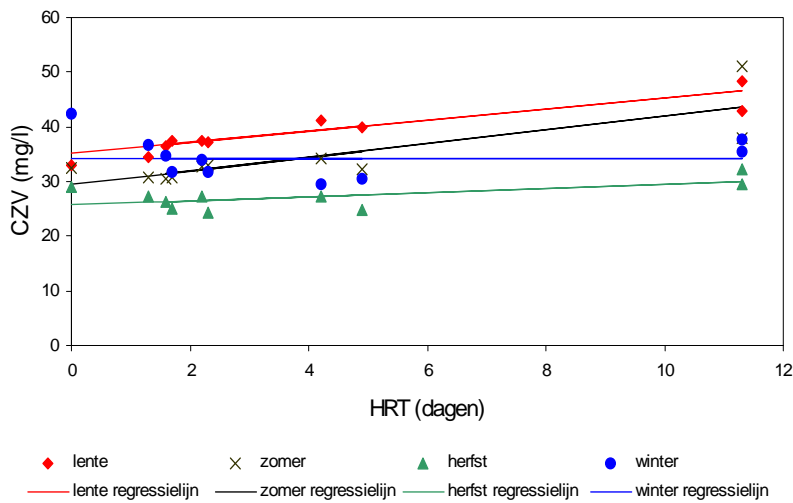


Fig. 8.1.4 Relatie tussen verblijftijd en troebeling in verschillende seizoenen in 1997

Dat de toename van de troebelheid veroorzaakt wordt door biologische activiteit wordt ook geïllustreerd in fig. 8.1.5. Het CZV van het water nam vooral toe in de seizoenen met de hoogste biologische productie; voorjaar en zomer.



Figuur 8.1.5 Toename van het CZV tijdens de passage door het helofytenfilter

Behalve als onopgeloste bestanddelen is het zwevend stof gehalte ook gemeten als troebelheid (in FTU), omdat directe meting van het zwevend stof onder 5 mg/l niet goed mogelijk was in verband met de detectiegrens van de gehanteerde methoden.

## 8.2 De rol van de watervlooien in het voorbezinkbassin

Al eerder werd stilgestaan bij de massale ontwikkeling van watervlooien in het voorbezinkbassin (tot 300/l) (par. 3.2). In enkele sloten werden voor in het helofytengedeelte ook hoge aantallen aangetroffen (tot 1200/l in sloot 6). Ook bleek dat de samenstelling van de watervlooien populatie in het moerassysteem varieerde. Voorin het systeem werden vooral *Daphnia magna* aangetroffen, terwijl meer achterin de sloten soorten als *D. pulex* en *D. longispina* voorkwamen.

Aangezien de gehalten aan chlorofyl in het voorbezinkbassin steeds laag waren ( $< 8 \mu\text{g/l}$ ), zo laag, dat er onvoldoende voedsel voor de vele watervlooien aanwezig zou zijn., was de verwachting dat de watervlooien vooral actief-slib vlokken (met veel bacterien) als hoofdvoedsel gebruikten. Dit zou bij kunnen dragen aan extra filtering van fijn actief slib uit het effluent van de rwzi. In 1998 is hieraan, samen met TNO aandacht besteed (Jak et al, 2000). Uit het onderzoek van Groot bleek dat watervlooien inderdaad actief slib gebruiken als voedselbron. Dit verlaagt niet alleen de concentratie zwevend stof in het effluent maar draagt zeer waarschijnlijk ook bij aan de desinfectie, omdat ook de bacteriën op het zwevend stof worden gegeten. In tabel 8.2.1 wordt aangetoond dat 300 watervlooien per liter (bij enkele aannames van gewicht en voedselopname van de watervlooien) de dagelijkse vracht aan slib (een concentratie van ca. 5 mg/l onopgeloste bestanddelen (=zwevend slib)) zouden kunnen verorberen.

**Tabel 8.2.1 Voorbeeldberekening van slibconsumptie door watervlooien (Groot, 1998)**

		Eenheid
Volume voorbezinkbassin	4400	m <sup>3</sup>
Watervlooien	300	aantal/l
Watervlooien in voorbezink	1,32*10 <sup>9</sup>	totaal aantal
Natgewicht watervlo	1,8	mg natgewicht
Natgewicht watervlooien in vbz	2376	kg totaal
Voedsel watervlo per dag	0,3	g slib/g vlo
Totale hoeveelheid verwerkt in vbz	713	kg slib/dag
Stel dichtheid voedsel	0,05	kg/l
<b>Mogelijke slibconsumptie</b>	<b>36</b>	<b>kg slib/dag</b>
Debiet rwzi	3500	m <sup>3</sup> /dag
Zwevend stof	5	mg/l
<b>Aanbod uit rwzi</b>	<b>17,5</b>	<b>kg slib/dag</b>

In het onderzoek werd tevens een eerste verkenning uitgevoerd naar doorgifte van koper en zink via watervlooien naar vissen. Door de lage gehalten in het effluent van Eversteekooij lijkt het mee te vallen. De groei van de watervlooien op slib was aanleiding om na te gaan of *Daphnia* gekweekt kan worden op effluent om vervolgens stekelbaarsjes op te kweken (Kampf, Jak en Groot, 2000). Zie voor meer informatie [www.rekel.nl/kwekelbaarsjes](http://www.rekel.nl/kwekelbaarsjes)

### De resultaten kort samengevat

- Troebeling, zwevend stof concentratie neemt toe in het effluent gedurende passage door het moerassysteem;
- Het zwevend stof in het moerassysteem is heel anders dan het in het effluent van de rwzi. In plaats van actief-slib deeltjes is het fijn organisch plantaardig materiaal en algen (diatomeeën);
- Watervlooien spelen een belangrijk filterende rol in het voorbezinkbassin;
- Er zijn vooralsnog geen aanwijzingen dat doorgifte van koper en zink in het effluentslib via watervlooien optreedt;
- De observaties in het voorbezinkbassin hebben geleid tot een onderzoek naar hergebruik van effluent voor natuurdoeleinden.

## 9 Zware metalen

Hoewel rwzi Eversteoog bijna geen industrieel afvalwater ontvangt en daardoor niet of nauwelijks verontreinigd is met bijzondere milieuvreemde stoffen, leek het toch de moeite waard aandacht te besteden aan enkele in huishoudelijk afvalwater veel voorkomende zware metalen als koper en zink. Ook concentraties van cadmium en nikkel konden worden aangetoond en zijn in de analyse meegenomen.

De zware metalen werden in de waterfase gemeten, zeer waarschijnlijk gebonden aan het fijn zwevende stof. Om na te gaan of reeds accumulatie in de waterbodem viel waar te nemen zijn ook waterbodemmonsters onderzocht in het voorbezinkbassin en in enkele sloten. De verwachting is echter dat de periode tussen stichting van het systeem en het onderzoek van de waterbodem nog te kort is geweest om substantiële accumulatie te kunnen waarnemen.

### 9.1 Afname van zware metalen in het moerassysteem

De concentraties van de onderzochte zware metalen zijn al laag in het effluent van de rwzi (zie ook Rienks et al, 1997). Na de passage door het moerassysteem is de concentratie van de gemeten zware metalen verder afgenomen. Dit bevestigt tevens de kwaliteitsverandering van het zwevend stof. De concentraties koper, cadmium, zink en nikkel gaan daardoor voldoen aan de ENW kwaliteitsnormen voor het oppervlaktewater (tabel 9.2.1).

**Tabel 9.2.1 Verwijdering uit het oppervlaktewater van enkele zware metalen (in mg/l) (sept. 1996) .**

Parameter	Effluent rwzi	Voorbezinkbassin	Effluent moerassysteem	ENW norm
<b>Cadmium</b>	0,3	0,1	0,1	0,2
<b>Koper</b>	5	2	2	3
<b>Zink</b>	35	40	25	30
<b>Nikkel</b>	5	4	4	10

### 9.2 Lot van de zware metalen

Uit de analyse van het bodemslib in het moerassysteem is gebleken dat de concentraties nog erg laag zijn vergeleken bij de concentraties in het actief slib van de rwzi (tabel 9.2.2). Wel worden in het slib van het voorbezinkbassin hogere concentraties gevonden dan in het slib van de sloten. Volgens de rijksnormeringen behoort het bodemslib op dit moment nog tot de waterbodem klasse 0 of 1. Een periode van vier jaar lozing van effluent in het moerassysteem is dus nog onvoldoende om duidelijke oplading van de waterbodem te kunnen waarnemen. Door de relatief de hogere concentraties in het actief slib is op termijn verdere oplading van de bodem van vooral het voorbezinkbassin wel te verwachten. Het vastleggen van zware metalen in het systeem voorkomt echter een diffuse verontreiniging van zware metalen in de omgeving van het lozingspunt.

**Tabel 9.2.2 Concentratie van enkele zware metalen in het actief slib en in het bodemslib op verschillende plaatsen in het moerassysteem.**

	Cd mg/kgd		Cu mg/kgd		Ni mg/kgd		Zn mg/kgd	
	gem.	stdev.	gem.	Stdev.	gem.	stdev.	Gem.	stdev.
<b>Actief slib</b>	0,79	0,51	244	143	13	9	549	387
<b>Voorbezinking</b>	0,12	0,08	21	11	8	5	130	69
<b>Sloot 3 achter</b>	0,07	0,03	7	3	10	2	115	48
<b>Sloot 5 achter</b>	0,07	0,04	7	2	10	3	109	26
<b>Sloot 7 achter</b>	0,06	0,05	5	3	8	3	74	41
<b>Sloot 9 achter</b>	0,07	0,04	6	2	7	1	68	19
<b>Afvoersloot</b>	0,10	0,02	13	1	14	1	196	19

Het is zeer waarschijnlijk dat de zware metalen aan het slib gebonden worden dat in het filter achterblijft. Op deze manier vindt accumulatie en concentratie plaats in plaats van verdunning en verspreiding in het milieu. Het moerassysteem zal ter zijner tijd (wellicht 1x per 10 jaar) schoongemaakt moeten worden, waarbij het slib wordt afgevoerd. Voordeel is dat het hier dan gaat om weinig, relatief sterk verontreinigd slib in plaats van veel, licht verontreinigd slib.

**De resultaten kort samengevat**

- Zware metalen worden door het moerassysteem verwijderd door vastlegging van fijn zwevend slib
- Accumulatie in het bodemslib is nog gering, vooral zichtbaar in het voorbezinkbassin
- Door invangen van het slib in het voorbezinkbassin wordt verdere diffuse verontreiniging van zware metalen voorkomen

## 10 Aanleg en onderhoud van het systeem

### 10.1 Aanleg

Het moerassysteem achter de rwzi Eversteekooig is aangelegd in 1994. De inrichting werd gebaseerd op ervaringen en resultaten in een eerder uitgevoerd pilot-onderzoek op kleine schaal (zie 3.1). Doordat het systeem werd aangelegd in een zeer slecht doorlaatbare grondsoort met een betrekkelijk ondiepe grondwaterstand was afsluiting met een ondoorlatende (plastic) laag niet nodig. Sloten en voorbezinkbassin zijn in de bovenste laag uitgegraven, waarbij de vrijkomende grond werd gebruikt voor scheiding tussen sloten en voorbezinkbassin. Daarmee kon tevens worden bereikt dat het peil in het voorbezinkbassin op 35+ NAP (met een maximum van 48+NAP) kon worden ingesteld ten opzicht van een polderpeil van 60- NAP (fig. 10.1.1).

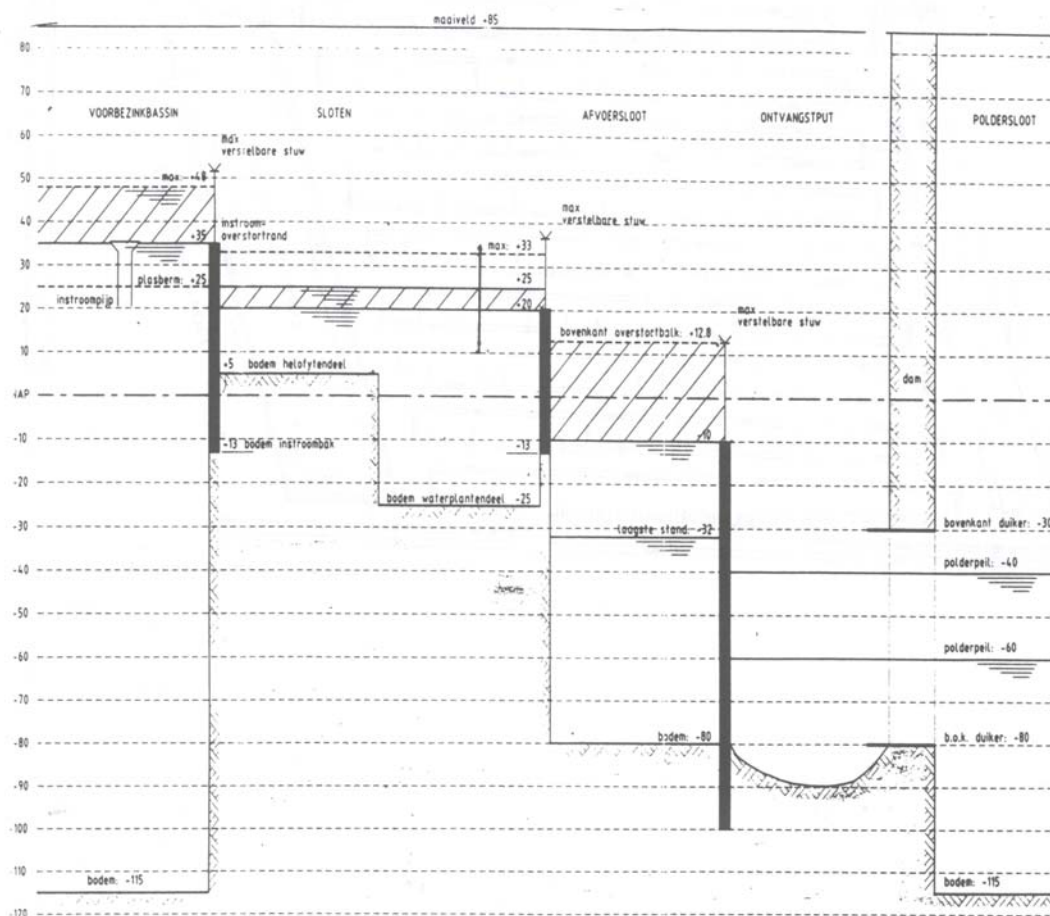


Fig. 10.1.1. Peilen in de verschillende compartimenten van het moerassysteem

In het systeem worden drie waterpeilen gehandhaafd (zie 3.4).

Van belang is ook dat het systeem een zekere overdimensionering kent omdat bij regenwater afvoer van de rwzi het aangevoerde debiet tijdelijk sterk kan toenemen. Dit wordt bereikt door taludhellingen niet steiler dan 1:1,5 te maken.

Bij de aanleg is rekening gehouden met een zo gelijkmatig mogelijke toevoer van effluent naar het voorbezinkbassin. Dit werd bereikt door de toevoer over vier lozingspunten te verdelen en deze lozingspunten op onderling gelijke afstand langs de lange zijde van het voorbezinkbassin te situeren. Via een bocht in de lozingspijp werd het water naar het wateroppervlak toe geloosd, zodat preferente stroombanen zoveel mogelijk werden vermeden en een gelijkmatige verdeling van het water in het voorbezinkbassin ontstond. Behalve voorbezinking en calamiteuze opvang van actief slib, was ook een gelijkmatige verdeling

van het effluent over de helofytenloten een belangrijke functie van het voorbezinkbassin.

De windinvloed bleek een onderschatte factor van betekenis te zijn bij het handhaven van een gelijkmatige waterstand in het voorbezinkbassin. De afmetingen van het bassin waren 122 x 29 m. De lange zijde van het bassin lag precies op de richting van de overheersende windrichting op Texel, waardoor als snel bleek dat opstuwung van de waterstand naar de noordoostzijde van het bassin onder invloed van de wind tot een substantiële peilverhoging van ca. 2 cm aanleiding gaf. Hierdoor werd tijdelijk via de sloten aan de noordzijde meer water afgevoerd dan via de sloten aan de zuidzijde van het systeem. Voor het maken van een waterbalans van het systeem was dit een complicerende factor. Bij de aanleg was hier onvoldoende bij stilgestaan.

Bij de aanleg van het systeem zijn helofyten aangeplant (8 stekken per m<sup>2</sup>) in de voorste, 20 cm diepe helften van de sloten. In de oneven genummerde sloten werd Riet aangeplant, in de even genummerde sloten grote Lisdodde, terwijl sloot nr. 9 als onbeplante controle werd ingericht (zie fig. 3.1.2). De rietvegetatie heeft zich in de periode 1995-1997 geleidelijk ontwikkeld tot een volgroeid gewas. Grote Lisdodde vormde een zeer dichte, hoog opgaande begroeiing in 1995, maar vertoonde een duidelijke terugslag na te diep onder water maaien in de winter 1995/96. In 1996 zijn daarom in mei en juni opnieuw Lisdodde stekken geplant in het voorjaar. Gedurende de jaren 1996-1998 heeft de lisdodde-vegetatie zich weer volledig hersteld (zie ook 3.2). Er werd in eerste instantie vanuit gegaan dat ondergedoken waterplanten zich vanzelf zouden vestigen in de achterste, 50 cm diepe sloothelften. De waterplantenvegetatie ontwikkelde zich echter aanvankelijk slechts in zeer geringe mate. Daarom werden enkele pogingen ondernomen om de sloten te 'enten' met waterplanten uit sloten uit de omgeving. Dit lukte slechts ten dele om dat de (losse) waterplanten werden afgevoerd naar de verzamelsloot van het systeem. Pas nadat een duikschot in elke sloot was aangebracht vormde zich in de meeste sloten een dichte vegetatie van ondergedoken waterplanten. Deze vegetatiecomponent in de achterste sloothelften bleek een veel dynamischer gedrag te vertonen dan de helofytenvegetaties. Niet in alle sloten ontwikkelde zich dezelfde waterplanten in vergelijkbare dichtheden. In sommige sloten overheersten soms (vastzittende) draadalg. In enkele sloten ontwikkelde zich ook kroos in betekende mate, vooral in 1997 in de sloten met een betrekkelijk lange verblijftijd.

## **10.2 Onderhoud**

Gedurende het onderzoek zijn verschillende methoden van onderhoud op het moerassysteem toegepast. Er is onderscheid gemaakt in het onderhoud van het watersysteem en onderhoud van de droge infrastructuur.

### **Onderhoud droge infrastructuur**

De dijkjes en dammen van het systeem zijn ingezaaid met Engels raaigras dat eenmaal werd gemaaid in de zomer, meestal in de maand juli of augustus. In de loop van de tijd ontwikkelde de grasmat zich tot een bloemrijke berm. Er zijn ook schapen ingezet voor het kort houden van de vegetatie, maar de nadelen, veel mest en ongelijkmatige begrazing, wogen niet op tegen de voordelen van een maaibeurt in de zomer. Tijdens deze maaibeurt werden ook de taluds van de sloten gemaaid, omdat eind juli, begin augustus al veel vegetatie in het water hing en daar voor beschaduwung of rotting zorgde.

### **Onderhoud natte infrastructuur**

Riet en Lisdodde werden steeds ca. 10 cm boven de waterlijn gemaaid (in 1996 werd Lisdodde echter eenmalig tot vlak boven de waterbodem gemaaid, hetgeen leidde tot vrij grootschalig afsterven van de planten). Het maaisel werd afgevoerd. In principe werden Riet en Lisdodde in het najaar gemaaid, maar in de praktijk van het onderzoek zijn soms andere momenten gekozen. Bij wijze van uitzondering is het Riet in 1995 in de winter (januari 1996) gemaaid, om het rietbestand de gelegenheid te geven zich optimaal te ontwikkelen. In 1996 zijn Riet en Lisdodde in december gemaaid, om het lisdoddebestand volledig de gelegenheid te geven reservestoffen op te slaan. In 1997 werden Riet en Lisdodde in oktober gemaaid. In oktober wordt de meeste N en P met de biomassa afgevoerd. Uit de massabalansen is gebleken dat dit weinig bijdraagt aan het totale rendement van het moerassysteem. Lisdodde moet in elk geval voor november gemaaid worden omdat het gewas later "ineenstort" en daardoor moeilijk te maaien is.

Voor een gezond rietbestand is het aan te bevelen het riet 1x per jaar te maaien. Er is wel meer vrijheid in de maaidatum. Vroeg maaien heeft het voordeel dat meer N en P wordt afgevoerd. Eerder dan oktober moet worden vermeden in verband met nog aanwezig broedvogels als Kleine Karekiet. In de loop van de herfst transporteert Riet voedingstoffen naar het wortelstelsel. Bovendien droogt het gewas tot een droog stofgehalte van meer dan 80% in, waardoor de hoeveelheid maaisel afneemt.

In 1997 is ca. 30% van de waterplanten gemaaid en verwijderd, omdat in dit jaar enkele sloten met massale

ontwikkeling van kroos hadden te kampen. Tijdens deze maaibeurt is flap en kroos verwijderd door in de maaikorf enkele lagen fijn kippengaas te leggen.

Het Riet langs het voorbezinkbassin is in 1996 gemaaid in de winter. Om de hoeveelheid overwinterende watervogels wat te beperken in verband met het feit dat het voorbezinkbassin op Texel het laatste van alle grotere wateren dichtvriest, is maaien de daaropvolgende jaren achterwege gelaten. De oude rietkraag belemmert het uitzicht van de watervogels, waardoor zij de plas minder aantrekkelijk vinden. Lagere dichtheden watervogels worden nagestreefd in verband met voorziene schade aan de naburige graslanden. Het oude riet langs het voorbezinkbassin veroorzaakt echter ook overlast door verstopping van de overstorten naar de sloten. Het is van belang een goede balans te vinden tussen maaien van het riet en voldoende laten staan om massale aantrekking van wintergasten te voorkomen.

### **Onderhoud in de winter**

In de winter van 1995/96 trad ijsvorming op. De ijsvorming ontstond later en verliep trager dan in de omringende poldersloten door de gemiddeld hogere temperatuur van het effluent. Daardoor kon afvoer door het moerassysteem vrij lang gehandhaafd blijven. De toevoer van effluent is gestaakt toen het moerassysteem volledig was dichtgevroren, omdat het ijs een te grote belemmering vormde voor een ongehinderde afvoer van het effluent. De toevoer is ca. anderhalve maand gestaakt en in maart 1996 hervat. In 1996, 1997 en 1998 heeft het moerassysteem permanent effluent ontvangen, omdat de winters zacht genoeg waren.

### **De resultaten kort samengevat**

- Dijkjes en taluds maaien in juli of augustus
- Waterplanten maaien/uitdunnen bij hoge kroosdichtheid, kroos verwijderen in augustus
- Lisodden maaien in oktober, Riet als optimale N en P verwijdering het doel is. Anders niet later dan februari.
- Toevoer staken bij compleet dichtvriezen

### **10.3 Kosten van het helofytenfilter Eversteekoo**

Het moerassysteem volgens het Eversteekoogstelsel (surface flow, bestaande uit parallel geschakelde sloten, dus geen filtering met stroming door de ondergrond) is een eenvoudig en goedkoop systeem. Vooral in Nederland waar we gewend zijn aan beheer en onderhoud van sloten. Bij een redelijk ondoorlatende grond en/of een hoge grondwaterstand, zoals in het westen van Nederland, zijn ook geen onderafdichtingen nodig. De investeringskosten van het moerassysteem Eversteekoo bedroegen in 1994 ongeveer € 250.000, incl. de uitgebreide instrumentatie voor het onderzoek. Een definitieve uitvoering zou daarom ongeveer € 45.000 goedkoper aangelegd kunnen worden.

De kapitaalkosten worden geraamd op € 22.500 per jaar. Dit is exclusief grondaankoop en eventuele verwijdering van verontreinigd slib, omdat er van uitgegaan wordt dat slibverlies bij de huidige technische stand van zaken en bedrijfsvoering vrijwel niet voorkomt. Verwijdering van slib zal dus alleen na een calamiteit nodig zijn.

De onderhouds- en maaikosten worden geschat op € 11.000 per jaar. Voor begeleiding en toezicht wordt ook ongeveer € 11.000 per jaar geraamd. Dit brengt de totale kosten op € 45.000 per jaar. Bij een afvalwaterstroom van 1,2 miljoen m<sup>3</sup>/jaar, kost de nabehandeling van het effluent dus € 0,04 per m<sup>3</sup> (€ 0,02 tot € 0,05 per m<sup>3</sup>). Eventuele grondkosten zullen dit bedrag met € 0,005 tot € 0,025 per m<sup>3</sup> verhogen. Een grotere moerassysteem zal per m<sup>3</sup> goedkoper zijn, een verdubbeling van de verblijftijd maakt het systeem naar schatting 60 % duurder.

Effluentpolijsting via technische maatregelen kosten al snel meer:

- desinfectie met chloorbleekloog en UV kost ca. € 0,05 per m<sup>3</sup> resp. € 0,10 per m<sup>3</sup>.
- verdergaande tertiaire zuivering met eenvoudige zandfiltratie varieert van € 0,07 tot € 0,10 per m<sup>3</sup>;
- de kosten van ultrafiltratie en omgekeerde osmose zijn de laatste tijd sterk verlaagd, en liggen nu in de range van € 0,15 tot € 0,90 per m<sup>3</sup>. Er moet wel rekening gehouden worden met extra kosten voor brein- en slibverwerking.

Uiteraard worden in het laatste geval ook fosfor en stikstof sterk in concentratie verlaagd en kan de effluentkwaliteit in principe aan de basiskwaliteit voor oppervlaktewater gaan voldoen.

Ter vergelijking, de kosten van zuivering van afvalwater op een rwzi als die van Eversteekoo bedragen € 0,20 tot € 0,40 per m<sup>3</sup>.

De kwaliteitseisen van het effluent zijn afhankelijk van het gebruik van het effluent en het al dan niet



bijzondere watertype bij het lozingspunt. De grootte van een moerassysteem voor nabehandeling van effluent kan aansluiten bij de kwaliteitswensen. Een vijver met een diepte van 1,5 m heeft bij een verblijftijd van een tot twee dagen al de functie van opvang van slib en een beperkte, maar substantiele E.coli-verwijdering. Voor een moerassysteem met vergaande E.coli verwijdering en zuurstofverbetering, zoals het moerassysteem Eversteekooog is een bruto-oppervlakte van 0,5 tot 1 m<sup>2</sup> per aangesloten inwoner minimaal vereist. Als een verdergaande verwijdering van stikstof en fosfor nodig is, zal meer dan 1,2 m<sup>2</sup>/i.e. vereist zijn, maar een combinatie met chemische defosfatering in het filter biedt ook perspectieven

#### **De resultaten kort samengevat**

- Jaarlijkse kosten:
  - Kapitaal: € 22.500
  - Onderhoud: € 11.000 = “normaal” slootonderhoud
  - Begeleiding, toezicht € 11.000
- Kosten per m<sup>3</sup> € 0,02 tot € 0,05

## 11 Discussie en conclusies

Moerassystemen (constructed wetlands) worden voornamelijk aangelegd voor N en P-verwijdering en de verlaging van BZV en CZV (Gleichman-Verheijen e.a. 1991). Hierover is betrekkelijk veel (meestal voor de behandeling van ruw afvalwater) onderzoek gedaan (Cooper & Findlatter 1990, Bavor & Mitchell, 1994). Er zijn verschillende typen moerassystemen ontwikkeld. Met het infiltratietype en wortelzonetype (Gleichman-Verheijen e.a. 1991) zijn redelijke resultaten bereikt bij de verwijdering van P en N, voornamelijk omdat in deze systemen de adsorptiecapaciteit van de bodem wordt benut. In Nederland is het infiltratietype recent uitgebreid onderzocht door Meuleman (1993). Het wortelzonetype wordt vooral in Duitsland, Denemarken en Engeland toegepast (Findlater e.a. 1990; Geller e.a. 1990).

Het moerassysteem Eversteekooog heeft als belangrijke doelen verbetering van de zuurstofhuishouding van het effluent en verwijdering van E.coli bacteriën. Hoewel van te voren bekend was dat de gekozen omvang van het systeem, met de daarbijbehorende verblijftijden, geen grote bijdrage zou leveren aan de verwijdering van stikstof en fosfor is wel veel aandacht besteed aan de processen die aan deze verwijdering ten grondslag liggen, om zodoende meer greep te krijgen op sturing en optimalisatie van fosfor- en stikstofverwijdering met dit soort systemen. Het Eversteekooog moerassysteem bood voor dergelijk onderzoek zeer goede mogelijkheden.

### 11.1 Zijn de doelen bereikt?

Doel van het project was om uiteindelijk over de volgende informatie te kunnen beschikken (projectbeschrijving, 1994):

- Een water- en stoffenbalans
- Inzicht in het verloop van de afzonderlijke zuiveringsprocessen en optimalisatiemogelijkheden
- Technologisch beheer van het moerassysteem (peilbeheer, onderhoud, beste samenstelling van het toegevoerde effluent).
- Bedrijfszekerheid van het systeem
- Eenvoudige monitoringsparameters voor de besturing van het systeem
- Richtlijnen voor inrichting en beheer
- Demonstratie van mogelijkheden en kosten van het moerassysteem

Aan de eerste twee punten is veel tijd en energie besteed. De overige punten kunnen beantwoord worden met de verzamelde informatie. Experimenten met het beheer van het moerassysteem zijn beperkt uitgevoerd. Er is wel geëxperimenteerd met periodiek droogvallen van sloten en verschillen in verblijftijd in de sloten, maar niet met verschillende ijzerdoseringslocaties en verschillende stikstofvormen in het effluent van de rwzi (nitraat versus ammonium).

De bedrijfszekerheid op het gebied van zuurstofhuishouding en coli verwijdering is aangetoond. Op de overige punten wordt in 11.4, 5 en 6 ingegaan.

### 11.2 Enkele dwarsverbanden

Rioolwaterzuiveringsinstallatie vormen een biologisch systeem waar afbraakprocessen als onderdeel van de algemene kringloop sterk geïntensiveerd zijn. Het eindproduct bestaat daardoor overwegend uit gemineraliseerde biomassa, waarbij vooral de concentraties fosfor en stikstof betrekkelijk hoog zijn. In volledige ecosystemen vinden dergelijke processen ook plaats, maar de intensiteit is in evenwicht met de eigenschappen van het systeem. In moerassystemen is het evenwicht meestal zodanig dat het mineralisatieproces vrij intensief verloopt. Moerassystemen, vooral de eutrofe, zijn daarom ook de meest productieve ecosystemen op aarde (Kadlec & Knight, 1995).

Lozing van effluent met hoge concentraties minerale fosfor en stikstof, maar bovendien met nog een aantal eigenschappen van een bacterieel afbraak systeem, in oppervlaktewater dat deze eigenschappen niet heeft leidt onherroepelijk tot grote stress voor het ontvangend ecosysteem. Een buffersysteem waarin de bacteriële afbraak meer in evenwicht komt met biomassa productie heeft daarom grote voordelen. Moerassystemen kunnen die rol goed vervullen. Het Eversteekooog moerassysteem vervult als het ware een ontbrekende schakel tussen een zeer onevenwichtig ecosysteem en een (ontvangend) evenwichtig ecosysteem (Claassen, 1996). Uit het onderzoek is gebleken dat helofyten (Riet en Lisdodden), waterplanten, perifyton en watervlooien in dit systeem een cruciale rol vervullen.

In het Eversteekooig moerassysteem vindt intensieve biomassa productie plaats als tegenhanger van de intensieve bacteriële afbraakprocessen in de rwzi. De bacteriële afbraak in de rwzi vindt plaats in een overwegend bacteriële voedselpiramide (fig. 11.2.1). De biomassa productie en afbraak in het moerassysteem vindt plaats in een complexere voedselpiramide (fig. 11.2.2.) Door deze systemen achter elkaar te schakelen wordt de hoeveelheid energie in het systeem telkens een grootte orde kleiner (fig. 11.2.3).

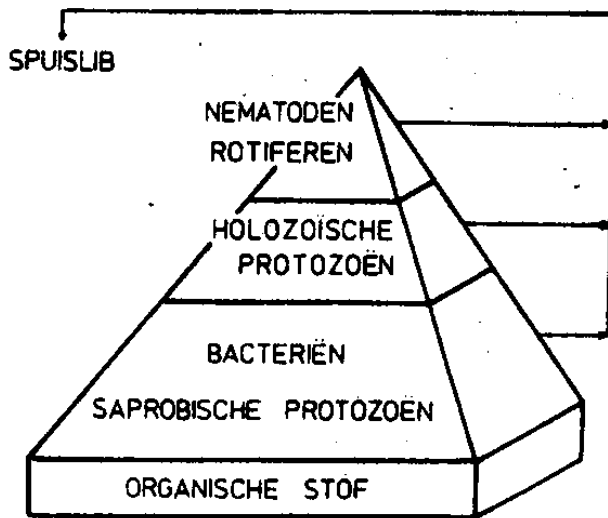


Fig. 11.2.1 Voedselweb actief slib

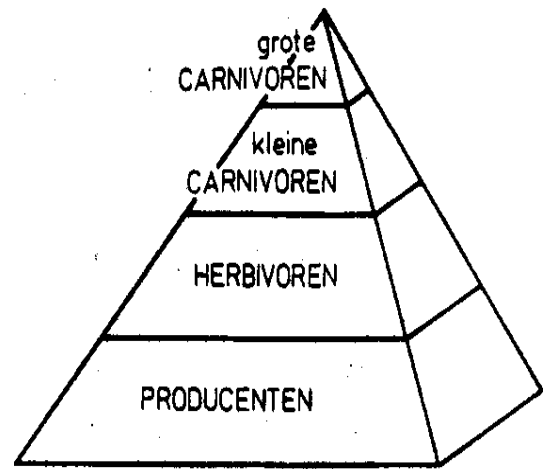


Fig. 11.2.2 Voedselweb moerassysteem

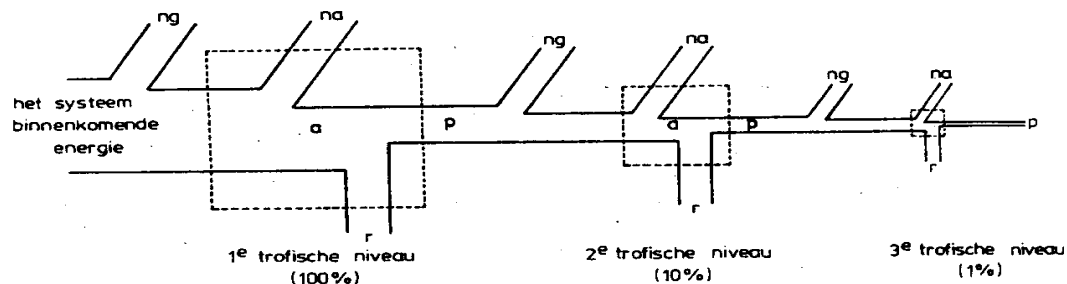


Fig. 11.2.3 Energieverbruik en doorgifte op een aantal trofische niveau's

Uit het onderzoek is duidelijk geworden dat fosfor en stikstof componenten worden gebruikt voor de biomassa productie in het moerassysteem. De eigenschappen van stikstof leiden ertoe dat onder de gegeven verblijftijden 30 tot 40% definitief uit het systeem wordt verwijderd, hetzij via omzetting in luchtstikstof, hetzij via oogsten van biomassa ( $15-20 \text{ g N m}^{-2}$ ). Ook fosfor wordt opgeslagen in biomassa, in Lisdodde ongeveer twee maal zoveel als in Riet. Via oogst wordt een (beperkt) deel verwijderd, maar veel komt weer vrij bij de afbraakprocessen in het moerassysteem zelf. Er treedt dan ook nalevering op, waardoor de fosforconcentratie in het effluent van het moerassysteem hoger is dan de fosforconcentratie in het effluent van de rwzi. Er is nog onvoldoende aandacht besteed aan de mogelijk kwaliteitsverschillen van dit fosfor met de fosforcomponenten in het effluent van de rwzi, vooral op het gebied van de biobeschikbaarheid (Reddy, et al., 1995). Het gaat dan niet alleen om ortho-fosfor en organisch fosfor (Ekkholm, Krogerus, 1998). Het is aannemelijk dat daarin verschillen te vinden zijn. Een parallel kan getrokken worden met het lot van het zwevend stof. Uit het onderzoek is gebleken dat de kwaliteit van het zwevend stof in het effluent van de rwzi essentieel verschillend is van dat van het zwevend stof in het effluent van het moerassysteem.

De natuurlijke desinfectie die in het moerassysteem optreedt is logisch verklaarbaar door de verschuiving van een intensief bacterieel afbraaksysteem naar een ecosysteem waarin biomassa productie domineert. In dergelijke systemen is voor bacteriën met een mineralisatieopdracht een veel beperktere rol weggelegd, die in evenwicht is met de rest van de kringlopen van een meer natuurlijk ecosysteem.

De zuurstofhuishouding van zo'n systeem ziet er anders uit dan in een rwzi. In het Eversteekooig

moerassysteem is aangetoond dat bij de gegeven inrichting en verblijftijd die zuurstofhuishouding robuust is. In plaats van permanent lage concentraties door een voortdurende zuurstofvraag, genereert het moerassysteem, met name in het waterplantengedeelte een uitgesproken dag/nachtritme met hoge (oververzadigde) concentraties overdag en lage 's nachts. De diversiteit aan organismen neemt daardoor sterk toe en daardoor ook de diversiteit aan omzettingsprocessen.

### 11.3 Wat heeft het verblijftijden onderzoek ons geleerd?

Door de inrichting van het Eversteekooog moerassysteem konden gelijktijdig verschillende verblijftijden in de sloten worden onderzocht. Daardoor is veel inzicht verkregen in de mogelijkheden om met de verblijftijd verdergaande verwijdering van fosfor en stikstof te genereren.

Het algemene beeld uit het onderzoek met verschillende verblijftijden is het min of meer lineaire verband tussen vastlegging of verwijdering van fosfor en stikstof bij een toenemende verblijftijd. Bij een verblijftijd van 10 dagen werden al groeibeperkende condities gevonden. Ammonium en nitraatgehalten zijn permanent lager dan 0,5 mg/l.

Bij langere verblijftijd nemen de nutriëntconcentraties in de helofyten af. Stikstofverwijdering vindt echter al substantieel plaats bij een verblijftijd van ca. 3 dagen. Ook worden piekconcentraties afgevlakt door de bufferende werking van het moerassysteem.

Een ander effect bij langere verblijftijden is de toenemende troebeling. Oorzaak is de afbraak van in het moerassysteem geproduceerde biomassa. Bij langere verblijftijd, dus lagere stroomsnelheden neemt de troebeling toe. Het geproduceerde zwevende materiaal wordt minder snel afgevoerd, maar het bezinkt kennelijk ook niet of onvoldoende.

De verblijftijd heeft weinig effect op de zuurstofhuishouding. Er zijn echter aanwijzingen dat de zuurstofminima aan het eind van de nacht minder laag worden. Dit duidt er op dat de intensiteit van opbouw en afbraak terugloopt bij een verblijftijd van 10 dagen of langer.

Desinfectie vertoont een vergelijkbaar effect als stikstof bij langere verblijftijd. De concentratie aan E.coli daalt naar 1 per ml bij een verblijftijd van vier dagen of langer. Een verblijftijd van twee dagen is al voldoende voor een desinfectie van 10/ml. Een concentratie die voldoet aan de meeste oppervlaktewater- en zwembadnormen.

De verwijdering van E. coli in zuiveringsmoerassen is al zeer lang bekend (Kadlec & Knight, 1995). Zeer vaak is sprake van een hoog verwijderingsrendement (97-99%) in zogenaamde surface-flow moerassen. Toch lijkt het Eversteekooogmoeras bij kortere verblijftijden dan het gemiddelde Australische of Amerikaanse (Californië) moeras nog goed te desinfecteren (fig. 11.3.1, Bavor 1987 resp. Gearheart, 1989 in Kadlec & Knight, 1995).

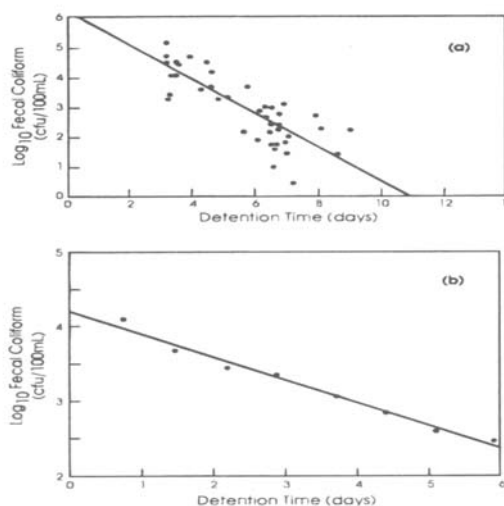


Fig. 11.3.1 Logarithmische verlaging van het coligehalte in surface flow constructed wetlands. (a) Sydney, Australië Bavor et al, 1987 en (b) Arcata, Californië, Gearheart et al., 1989

Gebleden is dat het handhaven van een voldoende lange verblijftijd cruciaal is om gunstige kwaliteitsveranderingen in het effluent te bereiken. Dit houdt in dat er bij het ontwerp gezocht moet worden naar een zo groot mogelijke hydraulische buffering in het systeem.

#### **11.4 Evaluatie van de massabalans van het moerassysteem**

Bij het analyseren van het belang van de verschillende processen bij de nutriëntenverwijdering is een probleem gerezen bij stikstof. De totale verwijdering door alle gemeten processen bedroeg voor dit element slechts 30% van de verwijdering zoals die was geschat op grond van de waterbalans en de stikstofconcentraties aan het begin en eind van het systeem. Hoewel de in dit onderzoek vastgestelde denitrificatie in het perifyton aan de stengelbasis en op de waterbodem verrassend veel hoger was dan die in het sediment zelf,

zijn er toch goede gronden om aan te nemen dat de gemeten waarden een onderschatting vormen van de totale werkelijke denitrificatie in het helofytendeel van de zuiveringsloten. Denitrificatie is een zeer variabel en technisch zeer moeilijk te meten proces. Extrapolatie van metingen op een beperkt aantal tijdstippen naar een continue periode van een jaar is eigenlijk met de verkregen data niet goed mogelijk. Wel is met het onderzoek het relatieve belang van het perifyton op waterplanten, helofyten en op de waterbodem versus de bovenste laag van het sediment duidelijk aan het licht gekomen.

Uiteraard zal bij de berekening van de N-verwijdering op grond van de concentratieverschillen in het in- en uitstromende water eveneens een marge van onnauwkeurigheid gelden. Er zijn echter geen redenen om aan te nemen dat er sprake is van een systematische over- of onderschatting. Daarom houden we bij het vaststellen van de balans deze waarden aan, en nemen we aan dat de niet op grond van metingen verklaarde verwijdering toe te schrijven is aan een onderschatting van de denitrificatie. Dit betekent dat we denitrificatie als het belangrijkste N-verwijderende proces in het systeem beschouwen. Verdere optimalisatie van dit proces door te spelen met redoxcondities en door de technologische zuivering te richten op hogere nitraatconcentraties in het effluent lijkt dus zeker mogelijk.

De belasting van het Eversteekoog-systeem met N en P heeft onder het normale beheer resp. 5000 en 700 kg per ha per jaar bedragen. Dit is aan de hoge kant in vergelijking met gegevens over andere moerassystemen in de literatuur, zeker gezien de relatief lage concentraties en hoge hydraulische belasting. De verwijdering van N bedroeg 1250 kg per ha per jaar, hetgeen zeer goed afsteekt bij literatuurgegevens. De P-verwijdering blijft met 65 kg per ha per jaar duidelijk onder de in vele andere systemen gevonden waarden. Hier speelt waarschijnlijk een rol dat de meeste P in anorganische vorm het systeem binnenkwam, waardoor adsorptie aan bodemdeeltjes en opname door algen en waterplanten moet leiden tot substantiële zuivering. Er zijn aanwijzingen dat het particulier (aan zuiveringsslib) gebonden P vrij efficiënt is gesedimenteerd in het voorbezinkbassin. De P-verwijdering kan naar verwachting verbeterd worden door opgelost anorganisch P aan deeltjes te binden, die vervolgens in het systeem zullen achterblijven.

#### **11.5 Ontwerp van het systeem; positieve en negatieve kanten**

Het huidige ontwerp is gebaseerd op verschillende overwegingen. De verblijftijd, inrichting met helofyten en waterplanten na elkaar, met waterplanten aan het eind van het systeem, waren gebaseerd op de ervaringen opgedaan in de pilotstudy.

De keuze voor een groot voorbezinkbassin werd vooral ingegeven door de eis dat alle sloten gelijkmatige, goed gemengde hoeveelheden water moesten ontvangen. Het voorbezinkbassin moest ook een rol vervullen bij calamiteuze sliboverstort van de rwzi, een situatie die tot op heden niet is opgetreden. Opruimen van het slib wordt eenvoudig geacht door het tijdelijk droogzetten van het voorbezinkbassin.

De sloten zijn parallel aan elkaar geschakeld om de stroomsnelheden zo laag mogelijk te houden en een gunstig menggedrag tot stand te brengen (propstroom). Lage stroomsnelheden (lange verblijftijden) maken contact met de biotische componenten in het systeem intensiever en laten processen makkelijker verlopen. De breedte was zodanig gekozen dat met toenmalige machines onderhoud goed mogelijk was.

De verzamelsloot aan het eind was vooral een praktische overweging, omdat hiermee één lozingspunt voor het effluent van het moerassysteem gecreëerd kon worden.

Positieve kanten van het ontwerp zijn eenvoud en goede beheersbaarheid. Maai- en schoningsactiviteiten zijn eenvoudig uit te voeren. Het ontwerp was ook goed toegankelijk voor het uitvoeren van onderzoek. Het nuttige wateroppervlak (1,1 ha was hierdoor wel weinig ten opzichte van de totale 3,5 ha van het systeem)

Minder goed gelukt is de ligging van het voorbezinkbassin met de lange zijde op de heersende windrichting, waardoor stuwing en een ongelijke verdeling van water over de sloten plaatsvindt.

Voor een optimale verwijdering van E. coli en betere resultaten op het gebied van de stikstofverwijdering is een langere verblijftijd in het systeem nodig dan nu mogelijk. Hoewel de pilotstudy een verblijftijd van 3–4

dagen als minimum verblijftijd had uitgewezen, is uiteindelijk een verblijftijd van 2,1 dag gerealiseerd.

Gearheart (1996) beschrijft een moerassysteem dat een grote gelijkenis vertoont met de filosofie van het Eversteekooog moerassysteem. De afwisseling tussen helofytenbestanden en waterplanten in een moerassysteem wordt ook in zijn ontwerp essentieel genoemd in verband met de mogelijkheden om verschillende fysisch/chemische en microbiologische processen na elkaar te laten verlopen, de mogelijkheid om verticale en horizontale redoxpotentiaalgradiënten te laten ontstaan en de mogelijkheid te bieden aan een grotere diversiteit aan organismen.

In het concept van Gearheart wisselen open water en helofytenbestanden elkaar echter een aantal keren af (fig. 11.4.1.). Deze opzet heeft het voordeel dat zuurstof, geproduceerd in het open waterdeel, microbiologisch beschikbaar is in een gedeelte waar anaërobe decompositie plaatsvindt. Daardoor vindt een herhaling van verschillende processen na elkaar plaats. Met dit ontwerp worden wel goede resultaten bereikt met het verlagen van het zwevend stof gehalte.

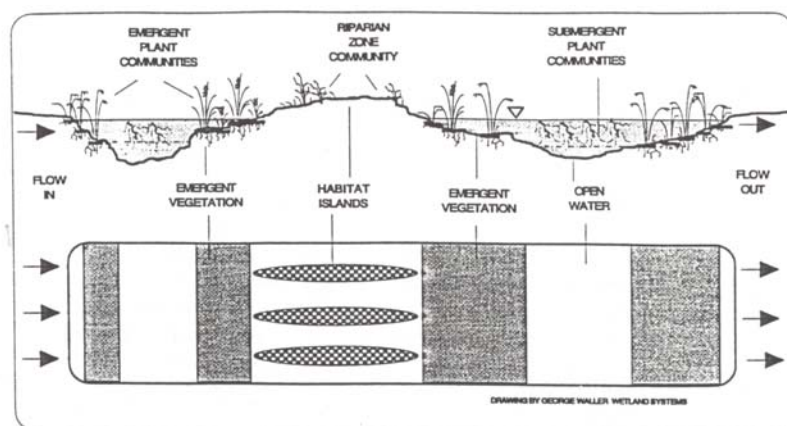


Fig. 11.4.1 Constructed wetland with open and closed water volumes (Gearheart, 1996)

### 11.6 Eenvoudige parameters voor de aansturing van het systeem

Het beheer van het systeem is een cruciale factor voor de optimale werking ervan. Het feitelijke procesresultaat van het moerassysteem wordt in zeer belangrijke mate bepaald door een goed uitgevoerd beheer. De verschillende aspecten van het onderhoud vormen daardoor belangrijke sturingsinstrumenten. Het routinematig beheer bestaat uit maaien en afvoeren van de helofyten eenmaal per jaar in oktober en het maaien van de dijkes en taluds in augustus.

Met behulp van waarnemingen aan de volgende parameters zijn soms ad hoc ingrepen nodig.

1. Bijhouden van de kroosontwikkeling.  
Wanneer de kroosbedekking in een sloot 80% of meer van het oppervlak is, moet het kroos verwijderd worden tot ten minste een bedekking van 20% bereikt is.
2. Lekkages onder de overstortrand door.  
Doormiddel van de stuwen wordt een gelijkmatige verdeling van het aangevoerde water door het systeem gegarandeerd. De overgangen van voorbezinkbassin naar sloten en van sloten naar verzamelsloot zijn kritische onderdelen in het systeem, die regelmatige controle op valse stroming vragen. De stuwen moeten zorgvuldig op gelijke hoogte afgesteld zijn.
3. Slibdepositie in het voorbezinkbassin  
De aanvoer van fijn zwevend slib is niet steeds hetzelfde. Er zijn periode waarin meer dan gemiddeld slib geloosd wordt. Gebleken is dat dit slib zich vooral verzameld in het voorbezinkbassin. Enige slibdepositie in het helofytendeel van de sloten is gunstig voor de ontwikkeling van de helofyten. In het voorbezinkbassin moet echter een maal per jaar een controle van de slibaanwas op de bodem plaatsvinden. Een sliblaag van meer dan 25 cm moet verwijderd worden.
4. Open houden van het waterplant compartiment  
Twee punten van aandacht spelen hierbij een rol
  1. Overgroeien van het "open-water" compartiment met helofyten vanuit het helofytencompartment of

vanuit de oeverzone. Wanneer dit in de loop van het groeiseizoen optreedt, meestal in juli of augustus, is een maaibeurt voldoende om het compartiment open te houden.

2. Massaal dichtgroeien met waterplanten. Meestal kan in één keer, wanneer de bedekking van waterplanten omstreeks diezelfde tijd meer dan 90% is, ook de waterplantmassa uitgedund worden door met een maaibalk ca. 10 cm onder het wateroppervlak waterplanten af te snijden.

## 11.7 Conclusies

### Verwijdering van nutriënten

- In het systeem vindt een duidelijke N-verwijdering plaats, die o.a. tot uiting komt in het afvlakken van ammoniumpieken in het winterhalfjaar. Het verdwenen ammonium is slechts ten dele als stijging van het nitraatgehalte terug te vinden. Bij een langere verblijftijd van ca. 10 dagen wordt  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$  verwijderd. Dit loopt op tot ca.  $1800 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$  bij hogere belastingen.
- Er is een duidelijk verband tussen de verblijftijd en de N-verwijdering. Wanneer de verblijftijd toeneemt tot 10 dagen zijn zowel het ammonium- als het nitraatgehalte constant laag (beide  $< 0.5 \text{ mg/l}$ ). Bij kortere verblijftijden lopen beide gehalten op, vooral in het winterhalfjaar.
- Het fosforgehalte wordt, over een gehele jaarcyclus bezien, niet noemenswaardig verlaagd in het systeem. In voorjaar en zomerperiode wordt fosfor nageleverd door het moerassysteem. In najaar en winter wordt fosfor verwijderd. Bij een langere verblijftijd is in deze periode de verwijdering beter. Onduidelijk op dit moment is of deze verwijdering door verblijftijd, of door rijping van het slootsysteem tot stand komt.
- De vegetatie van Riet en Lisdodde vertoont een sterk gelijkend seizoensverloop met een minimum ( $400 \text{ g DS m}^{-2}$ ) in maart en een maximum ( $2200 \text{ g DS m}^{-2}$ ) in augustus. De rietvegetatie heeft een hogere N-gehalte, de lisdoddenvegetatie een hoger P-gehalte. Nutriëntenopname treedt op van het vroege voorjaar tot de late zomer.
- De verwijdering van N en P door het maaien is optimaal wanneer in oktober gemaaid wordt. De N-verwijdering ligt dan voor beide soorten rond  $15\text{-}20 \text{ g N m}^{-2}$ , terwijl de P-verwijdering bij Lisdodde ongeveer  $2\text{-}3 \times$  zo hoog is dan bij Riet (respectievelijk  $4,5$  en  $2 \text{ g P m}^{-2}$ ).
- De invloed van de verblijftijd is dat de nutriëntenconcentraties in de helofyten afnemen bij toenemende verblijftijd. De concentraties wijzen op het ontstaan van groeibeperkende condities.
- Ondergedoken en drijvende waterplanten nemen gedurende het groeiseizoen effectief nutriënten op; slootschoning gecombineerd met afvoer van het schoonsel kan een significante bijdrage aan de N- en P-verwijdering vormen. De afvoer blijft een factor  $2\text{-}5$  minder dan die door de helofyten.
- In het algemeen kan gezegd worden dat het perifyton (biofilm) een qua biomassa-omvang vrij kleine functionele groep vormt met een grote turnoversnelheid en grote seizoensdynamiek.
- Kwantitatief gezien vormt met name het benthische perifyton een belangrijkere systeemcomponent dan het perifyton op de stengelbasis van helofyten en op ondergedoken waterplanten.
- In bepaalde delen van het jaar kunnen voor relatief korte tijd nutriënten en particulier materiaal door het perifyton worden ingevangen en tijdelijk vastgehouden. Dit gebeurt met name in de winter en het vroege voorjaar, wanneer andere processen minder actief zijn.
- Denitrificatie is het belangrijkste nitraatverwijderende proces in het systeem
- Het zijn vooral de 'microbial mats' op de stengelbasis van de helofyten die deze verwijdering voor hun rekening nemen
- De denitrificatiesnelheden zijn het hoogst van februari tot mei, en nemen af in de zomer en herfst.
- De beschikbaarheid van koolstof in de helofytenvegetatie is ruim voldoende om geen beperking voor het proces te vormen
- De nitraatbeschikbaarheid is de master factor die de snelheid van denitrificatie bepaalt
- Door de geringe nitraatconcentraties zijn de gemeten denitrificatiesnelheden ver beneden de potentiële snelheid
- Een regime van afwisselend 9 dagen droogstand en 3 dagen hoge waterstand stimuleert het denitrificatieproces sterk vanwege stimulering van nitrificatie
- De absolute denitrificatiesnelheden nemen af bij langere verblijftijd, maar de efficiëntie van de nitraatverwijdering neemt dan sterk toe.
- De waterbodem van het filter vertoont een geleidelijke accumulatie van organische stof met daarin gebonden N en P.
- Deze voorraden van nutriënten gaan deel uitmaken van de kringloop van het ecosysteem en worden gemineraliseerd, opgenomen door de vegetatie (met mogelijke verwijdering via maaien of schonen) en

- weer afgezet in de vorm van strooisel.
- De opname door de vegetatie is terug te vinden in het seizoensverloop van de voorraden anorganisch N en P in de bovenste bodemlaag.
- De verwachte gradiënt in de dikte van de sliblaag van voor naar achter is niet gevonden, hetgeen erop wijst dat sedimentatie min of meer gelijkmatig over de gehele slootlengte voorkomt.
- Bij de oorspronkelijke verblijftijd van 1.7 dagen voor het systeem als geheel treedt een jaarlijkse N-verwijdering op van ongeveer 25% van de aangevoerde N, berekend op basis van de waterbalans in combinatie met concentratieverschillen tussen instromend en uitstromend water.
- Deze verwijdering kan slechts voor 1/3 verklaard worden uit de gemeten verwijderingsprocessen, waarschijnlijk door onderschatting van het moeilijk meetbare denitrificatieproces. Dit laatste proces is voor de N-verwijdering verreweg het belangrijkste; het maaibeheer draagt minder dan 2% bij.
- De P-verwijdering blijft steken op minder dan 8% van de jaarlijkse aanvoer. Hier zijn de gegevens op grond van processen beter in overeenstemming met de gegevens op grond van de concentratieverschillen. Accumulatie in de bodem is het belangrijkste verwijderingsmechanisme. Maaien van de vegetatie is slechts verantwoordelijk voor een verwijdering van 0,5% van de aanvoer.
- De N-verwijdering wordt relatief sterk verbeterd bij verhoging van de verblijftijd van 1 naar 10 dagen en vertoont een stijging van 25 naar 60% van de aanvoer. De P-verwijdering laat ook een geringe stijging zien: van een netto effect van 0 bij verblijftijd 1 dag stijgt de P-verwijdering naar 10% van de jaarlijkse aanvoer.

### **Zuurstofhuishouding**

- In het effluent van de rwzi EversteKoog is het zuurstofgehalte relatief laag zonder dag/nachtritme
- In de afvoersloot van het moerassysteem is een robuuste zuurstofritmiek aanwezig, die goed vergelijkbaar is met wat in poldersloten gevonden wordt
- Verbetering van de zuurstofhuishouding vindt overwegend in het waterplantendeel van het systeem plaats.
- De zuurstofritmiek wordt overwegend door licht gestuurd en ijlt ca. 6 uur na op het lichtregime
- In juli en augustus wordt de zuurstofhuishouding negatief beïnvloed door afbraak van interne biomassa
- Vergroting van de verblijftijd heeft minder lage minima 's nachts tot gevolg
- Verwijdering van kroos stimuleert de zuurstofproductie door submerse planten sterk

### **Desinfectie**

- Er is een duidelijke relatie tussen mate van verwijdering van E.coli en de verblijftijd;
- Riet leidt tot lagere aantallen E.coli dan Lisdodde. Zonder helofyten is verwijdering nog minder;
- Een langere verblijftijd leidt tot lage E.coli aantallen, ook in de winter
- Voor een betrouwbare (< E.coli =10) desinfectie gedurende het hele jaar is een HRT van 4 dagen nodig, bij deze verblijftijd is het aantal E.coli een groot deel van het jaar minder dan 1 per ml;
- Voor een desinfectie tot ongeveer 10 E.coli/ml alleen in de zomer is een verblijftijd van twee dagen voldoende.
- Om pieklozingen tijdens regenperiodes te voorkomen is buffering van water aan te bevelen;
- De vermindering van MS2-fagen duidt op een sterke vermindering van virussen bij langere verblijftijden in het moerassysteem. De afname gaat echter aanzienlijk langzamer dan bij E.coli.

### **Zwevend stof**

- Troebelings, zwevend stof concentratie neemt toe in het effluent gedurende passage door het moerassysteem;
- Het zwevend stof in het moerassysteem is wel heel anders dan het in het effluent van de rwzi. In plaats van actief-slib deeltjes is het fijn organisch plantaardig materiaal en algen (diatomeeën);
- Watervlooien spelen een belangrijk filterende rol in het voorbezinkbassin;
- Er zijn voornamelijk geen aanwijzingen dat doorgifte van koper en zink in het effluentslib via watervlooien optreedt;
- De observaties in het voorbezinkbassin hebben geleid tot een onderzoek naar hergebruik van effluent voor natuurdoeleinden.



### **Zware metalen**

- Zware metalen worden door het moerassysteem verwijderd door vastlegging van fijn zwevend slib
- Accumulatie in het bodemslib is nog gering, vooral zichtbaar in het voorbezinkbassin
- Door invangen van het slib in het voorbezinkbassin wordt verdere diffuse verontreiniging van zware metalen voorkomen

### **Aanleg, onderhoud en kosten**

- Dijkjes en taluds maaien in juli of augustus
- Waterplanten maaien/uitdunnen bij hoge kroosdichtheid, kroos verwijderen in augustus
- Lisdodden maaien in oktober; Riet maaien oktober als optimale N en P verwijdering het doel is. Anders niet later dan februari.
- Toevoer staken bij compleet dichtvriezen.
- Jaarlijkse kosten:
  - Kapitaal: € 22.500
  - Onderhoud: € 11.000 = “normaal” slootonderhoud
  - Begeleiding, toezicht € 11.000
- Kosten per m<sup>3</sup> € 0,02 tot € 0,05 (rwzi €0,20 tot €0,40 per m<sup>3</sup>).
-

## 12 Aanbevelingen en toekomstperspectief

Vergeleken met technologisch geavanceerde effluentpolijsting is nabehandeling van effluent in een moerassysteem goedkoop, zelfs wanneer extra grond gekocht zou moeten worden. In het algemeen is de waterkwaliteit van het effluent door het moerassysteem duidelijk verbeterd. De vraag is nu of effluentpolijsting in een moerassysteem met deze grootte orde verblijftijd voldoende kwaliteit toevoegt om lozing op oppervlaktewater zonder extra technische nabehandeling te rechtvaardigen. Verwijdering van fosfor tot een zeer laag niveau zal met chemische defosfatering beter lukken. Er zijn op dit moment echter ook aanwijzingen dat de ouderdom van het systeem belangrijk is. Rijping van het moerassysteem (5-8 jaar) verbetert waarschijnlijk het rendement. In dit hoofdstuk zal de kwaliteitsverbetering nog eens kritisch worden bekeken en zullen aanbevelingen worden gedaan voor ontwerp en beheer. De belangrijke thema's in het rapport; nutriënt-verwijdering, zuurstofhuishouding, desinfectie, zwevend stof en zware metalen verwijdering zullen daarbij de revue passeren.

De resultaten van het onderzoek hebben zeer veel inzicht verschaft in de werking van het Eversteekoo moerassysteem. De sterke, maar ook de zwakke kanten van het ontwerp en het beheer en onderhoud zijn aan het licht gekomen. Het onderzoek heeft bijgedragen aan het inzicht dat de huidige verblijftijd van het Everteekoo moerassysteem eigenlijk te krap is voor een minimale goede werking. Voor desinfectie en zuurstofhuishouding worden weliswaar goede resultaten bereikt, maar een vergroting van de verblijftijd van 2,1 tot 3,5 dag maakt de extra stikstofverwijdering van het systeem veel robuuster. Er is daarom aanleiding om het moerassysteem op termijn te vergroten tot een verblijftijd van tenminste 3,5 dagen. Vooral nog wordt aanbevolen om voor een termijn van 5 jaar de huidige situatie te handhaven om enkele vragen met betrekking tot uitrijping van het systeem te kunnen beantwoorden.

### 12.1 Optimalisatie van de nutriënt-verwijdering

#### Verwijdering van fosfor

Uit het onderzoek is naar voren gekomen dat de netto verwijdering van fosfor bij de korte verblijftijden, zoals die in het systeem optreden, slechts gering is. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de relatief lage P-concentraties in het effluent in combinatie met de snelle doorstroming in het systeem. Bij een veel langere verblijftijd (> 10 dagen) zullen de resultaten waarschijnlijk gunstiger zijn. De vraag is echter of een dergelijke optimalisatie reëel is gezien de grote oppervlakken moerassysteem die daarvoor noodzakelijk zijn. Optimalisatie van verdergaande fosforverwijdering zou waarschijnlijk eerder gezocht moeten worden in een goede balans tussen technologische en ecologische instrumenten, bijvoorbeeld door toepassing van chemische defosfatering in het moerassysteem zelf. Daarvoor is meer inzicht nodig in plaats en tijdstip van de toepassing in het moerassysteem. Ook dosering en type fosforzout (ijzersulfaat of ijzerchloride) zullen onderwerp van onderzoek moeten zijn.

Onduidelijk op dit moment is ook of door verdere rijping van het systeem de fosforverwijdering nog zal verbeteren. Het Eversteekoo moerassysteem heeft een duidelijke ontwikkeling doorgemaakt sinds de stichting in 1994. In 1995 en 1996 waren pioniersituaties aanwezig, zoals massale ontwikkeling van draadalg, waternetje en waterwantsen. In de afgelopen 6 jaar zijn ook kleine vissoorten (stekelbaars) steeds verder het moerassysteem ingetrokken. In sloten met een korte verblijftijd zijn ze tot nu toe nog niet aangetroffen. Tijdens het onderzoek was het systeem duidelijk nog niet stabiel.

Onderzoek naar de fosforverwijdering in een ouder, uitgerijpt moerassysteem is daarom nodig, om te kunnen achterhalen wat de potentie van deze systemen op termijn is. Verschillen in verblijftijd zijn daarbij van groot belang.

Een derde punt van aandacht is de vorm waarin fosfor uiteindelijk het moerassysteem verlaat. In het onderzoek is alleen "Totaal-fosfor" en "ortho-fosfor" bepaald. Fosfor kan echter in verschillende vormen voorkomen, die meer of minder biologisch beschikbaar zijn. Omdat aangetoond is dat fosfor in najaar en winter uit het effluent wordt verwijderd, maar in voorjaar en zomer weer wordt nageleverd is het relevant te achterhalen of daarmee ook de biologische beschikbaarheid veranderd is.

#### Openstaande onderzoeksvragen:

- Hoe kan de fosfaatverwijdering door combinatie van technologie en ecologie worden geoptimaliseerd? (chemische defosfatering op de juiste plaats en het juiste tijdstip)
- Heeft uitrijping van het systeem betere fosforverwijdering tot gevolg?
- Verschilt de "fosforkwaliteit" van rwzi-effluent en moerassysteem-effluent van elkaar?

### **Verwijdering van stikstof**

Uit het onderzoek is naar voren gekomen dat het perifyton (de algen op rietstengels en waterbodem) de belangrijkste bijdrage leveren aan de stikstofverwijdering. Daarbij is denitrificatie het belangrijkste proces. Tijdens het onderzoek zijn steeds de nitraat- en ammoniumstikstof concentraties in het effluent van de rwzi als uitgangspunt gebruikt. Onduidelijk is of de gevonden stikstofverwijdering (ca. 30% bij een verblijftijd van 3 dagen) nog kan worden verbeterd door wijziging in deze verhouding. Juist omdat is aangetoond dat met waterplanten in het systeem een overmaat van zuurstof geproduceerd wordt lijkt het zeer interessant na te gaan of stikstof niet beter in de vorm van hoge ammoniumconcentraties kan worden aangeboden aan het systeem. Optimalisatie zou dan gezocht kunnen worden enerzijds in een goede verhouding tussen nitraat/ammonium stikstof in het effluent van de rwzi, anderzijds in een inrichting van de sloot, zodanig dat meer gebruik gemaakt kan worden van de zuurstofproductie in het systeem (afwisseling helofyten/waterplanten conform Gearheart, 1996, of retourstroom zuurstofrijk water).

Ook voor stikstof geldt dat nog niet geheel duidelijk is of een meer uitgerijpt systeem meer of minder bijdraagt aan de verwijdering ervan.

Een derde belangrijk aandachtspunt is de geconstateerde onderschatting van het denitrificatieproces. Het proces vindt plaats in alle compartimenten van het systeem, maar is zeer moeilijk in het veld meetbaar en is zowel ruimtelijk als temporeel zeer variabel. Om meer zekerheid te verkrijgen of dit als belangrijkste oorzaak moet worden beschouwd van de discrepantie tussen de N verwijdering op basis van de gemeten processen en die op basis van de massabalans of dat ook aan de massabalans berekeningen nog substantiele onvolkomenheden kleven is hierop toegespitst onderzoek nodig.

*Openstaande onderzoeksvragen:*

- Hoe kan de N-verwijdering worden geoptimaliseerd door de verhouding tussen ammonium- en nitraatstikstof te variëren?
- Kan afwisseling zuurstofrijke-zuurstofarme compartimenten bijdragen aan verdere stikstofverwijdering?
- Heeft uitrijping van het systeem betere stikstofverwijdering tot gevolg?
- Wat is de verklaring van de onderschatting van het denitrificatieproces in het systeem (toetsing van de hypothese dat de procesmetingen onvoldoende alle processen afdekken)?

### **12.2 Zuurstofhuishouding**

Uit het onderzoek is duidelijk geworden dat de zuurstofhuishouding in het moerassysteem en met name in het waterplantengedeelte op een robuuste manier verbeterd wordt. Er ontstaat een natuurlijk dag- en nachtritme dat voor het ontvangende oppervlaktewater van groot belang is. Hierbij is duidelijk gebleken dat de ontwikkeling van een kroos-dek desastreus is. Tijdens het onderzoek kon geen aandacht besteed worden aan de kritische omvang van het waterplantencompartiment. Het onderzoek naar het effect van de verschillende verblijftijden en de seizoenen heeft uitgewezen dat ook bij korte verblijftijden de zuurstofinput groot blijft. Het seizoenseffect wordt in belangrijke mate door de temperatuur veroorzaakt. Wanneer de kritische omvang van het waterplanten- compartiment bekend zou zijn ontstaat mogelijk meer speelruimte om, binnen hetzelfde ruimtebeslag, op meer plekken (kleinere) waterplantencompartimenten in te zetten en meer afwisseling tussen zuurstofrijk en zuurstofarm water in het moerassysteem aan te brengen.

Ook voor de zuurstofhuishouding speelt uitrijping van het systeem zeer waarschijnlijk een belangrijke rol. Massaontwikkeling en -afsterven van enkele algensoorten in de pioniersituatie leidde in de eerste jaren tot minder stabiele situaties in de zuurstofhuishouding.

*Openstaande onderzoeksvragen:*

- Wat is de kritische omvang van het waterplantcompartiment in relatie tot het totale moerassysteem voor een optimale zuurstofhuishouding?
- Is het mogelijk hoge overzadiging van zuurstof te benutten voor bijvoorbeeld het nitrificatieproces?
- Heeft uitrijping van het systeem een nog stabilere zuurstofhuishouding tot gevolg?

### **12.3 Desinfectie**

Het onderzoek heeft aangetoond dat het moerassysteem op een robuuste manier E.coli verwijdert, zelfs bij betrekkelijk korte verblijftijd. Bij een verblijftijd van ca. 2 dagen worden reeds concentraties van gemiddeld

10/ml bereikt. Onder deze omstandigheden wordt al snel voldaan aan de huidige normen mbt volksgezondheid en milieuhygiëne. Een verblijftijd van 3 dagen lijkt voldoende veiligheidsmarge om te kunnen voldoen aan zwemwaternormen voor het oppervlaktewater waarop het moerassysteem loost. Ook virussen lijken door het systeem in voldoende mate te worden verwijderd, maar hiervoor is nader onderzoek gewenst, omdat dit inzicht slechts op enkele waarnemingen is gebaseerd aan de bacteriofaag MS2. Het is niet geheel zeker, of ook pathogene virussen en bacteriën met dezelfde snelheid door het systeem worden verwijderd.

*Openstaande onderzoeksvragen:*

- Worden ook pathogene virussen en bacteriën op vergelijkbare wijze verwijderd door het moerassysteem als E.coli en MS2-fagen?

#### **12.4 Troebeling en CZV**

Het onderzoek heeft aangetoond dat er kwantitatief een toename van troebeling en CZV plaatsvindt in het Everstekeog moerassysteem, maar dat er een groot kwalitatief verschil tussen aanvoer en afvoer aanwezig is. Troebeling en CZV in het effluent van de rwzi bestaat uit actief-slibvlokken en bijbehorende bacteriën. In het effluent van het moerassysteem bestaat de troebeling uit dood plantaardig materiaal en algen. Bij een grotere verblijftijd is de troebeling iets groter. In het algemeen kan echter worden geconstateerd dat de troebeling minimaal is vergeleken bij waarnemingen in voedselrijk oppervlaktewater.

Belangrijk om te constateren is daarom dat dit gegeven niet kan worden opgevat als een negatieve eigenschap van het systeem, omdat de troebeling in het water van het moerassysteemeffluent van zeer natuurlijke oorsprong is en kwalitatief niet afwijkt van de troebeling die in het ontvangend oppervlaktewater wordt gevonden.

Aan het doorzicht voor oppervlaktewater zijn normen verbonden (.....). Troebeling en CZV van de rwzi en van het moerassysteem blijven ruim binnen die normering.

Bij een eventuele lozingseis voor troebeling of CZV voor het effluent van het moerassysteem zou rekening gehouden moeten worden met de kwaliteit van deze parameters.

Onduidelijk is nog of de troebeling groter of kleiner wordt bij een verdere uitrijping van het systeem en wat de verhouding is tussen dode en levende componenten in het zwevend materiaal. Een relatief groot aandeel van algen is positief voor de zuurstofhuishouding. Te hoge concentraties algen zijn echter funest. Het is niet waarschijnlijk dat die concentraties optreden in een door waterplanten gedomineerd moerassysteem.

*Openstaande onderzoeksvragen:*

- Wat is de verhouding tussen dode en levende (algen) componenten in het zwevende materiaal?
- Heeft uitrijping van het systeem nog effect op de troebeling van het moerassysteemeffluent?

#### **12.5 Zware metalen en andere microverontreinigingen**

Via vastlegging van het fijne zwevende slib verdwijnen zware metalen uit het effluent van de rwzi en blijven deze achter in met name het voorbezinkbassin van het moerassysteem. De kwaliteit van het rioolwater op Texel (geen industriële componenten) is zodanig dat verder onderzoek naar het lot van milieuvreemde stoffen door het Everstekeog moerassysteem niet goed mogelijk is. Op termijn is het echter van belang na te gaan wat met milieuvreemde stoffen gebeurt die niet aan het slib gehecht zijn.

*Openstaande onderzoeksvragen:*

- Lot van milieuvreemde stoffen in het moerassysteem, die niet aan het rwzi slib zijn gehecht. Het is van belang een moerassysteem te onderzoeken waarop effluent wordt geloosd dat ook door industrieel afvalwater is beïnvloed.

## ***12.6 Nabeschuwing***

Op Texel, waar rwzi's lozen op kleine sloten, is de kwaliteit van het effluent sterk afhankelijk van doelstellingen en functies van het oppervlaktewater en mindere mate van de landelijke normen. De provincie Noord-Holland wil op Texel ruimte maken voor het gebruik van effluent als grondstof voor oppervlaktewater, mits voldaan wordt aan een aantal randvoorwaarden (2e provinciaal waterhuishoudingsplan). In een vervolg op dit project wordt het nagezuiverde effluent afgevoerd naar de Gemeenschappelijke Polders, waar 's zomers een watertekort optreedt. Met het effluent kan het zomerpeil in de laagste panden worden gehandhaafd. Daardoor blijft het grondwater in de hoger gelegen panden op een hoger niveau. Voor het direct door effluent beïnvloede oppervlaktewater in de Gemeenschappelijke Polders is de nevenfunctie natuur geschrap, waardoor met de huidige inspanningen al bijna voldaan wordt aan de gestelde eisen.

Op het vasteland van Noord-Holland lozen de rwzi's op grote goed doorspoelde wateren. Dit zijn vooral boezemwateren waar het hoogheemraadschap o.a. een gezond milieu voor vissen nastreeft en water dat geschikt is voor veedrenking. Lozen op goed doorspoelbare wateren leidt principieel tot een afwenteling van problemen. Door de grote verdunning worden veel niet afbreekbare stoffen diffuus in het milieu geloosd. Dit leidt op langere termijn tot het opladen van de waterbodem en de voedselketen met ongewenste stoffen. Daarom staat lozen op grotere wateren ter discussie. Inzet van een moerassysteem is hier interessant voor desinfectie en zuurstofverbetering en als slibopvang bij calamiteiten. Er ontstaan daardoor mogelijkheden om op polderwater te lozen en verontreinigingen die nog in het effluent aanwezig zijn beter te beheersen.

## Literatuur

- Bavor, H. J. & D.S. Mitchell, 1994. Wetland systems in water pollution control. *Water Science & Technology* vol. 29 nr. 4. 336 p.
- Brix, H. & H. Schierup. 1990. Soil oxygenation in Constructed Reed Beds: The Role of Macrophyte and Soil-Atmosphere Interface Oxygen Transport. Pp. 53-66. In P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), *Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Oxford, U.K.: Pergamon Press.
- Claassen, T.H.L., 1996. Het 3D-schakelsysteem: van tweesporenbeleid naar driesporenbeleid; ecotechnologische van randverschijnsel naar centrumpositie. In "25 jaar toegepast onderzoek waterbeheer", jubileumsymposium STOWA, september 1996. Stowa rapport 11 ed. Stowa, Utrecht. 212 blz..
- Cooper, P.F. & B.C. Findlater, 1990. Constructed wetlands in water pollution control. *Proc. Int. Conf. on the use of constructed wetlands in water pollution*. Pergamon Press, Oxford. 605 pp.
- Ekholm, P., Krogerus, K., 1998. Bioavailability of phosphorus in purified wastewaters. *Wat. Res.* 32 (2), p. 343-351.
- Findlater, B.C., J.A. Hobson & P.F. Cooper, 1990. Reed bed treatment systems: performance evaluation. In: *Constructed wetlands in water pollution control*. IAWPRC conferentie. p. 193-204.
- Gearheart R.A. & B.A. Finney, 1996. Criteria for design of Free Surface Constructed Wetlands based upon a coupled ecological and water quality model. 5th International conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna 1996. 14 p. conference paper.
- Geller, G., K. Kleyn & A. Lenz, 1990. "Planted soil filters" for wastewater treatment: the complex system "planted soil filter", its components and their development. In: *Constructed wetlands in water pollution control*. IAWPRC conferentie. p. 161-170.
- Gleichman-Verheijen, E.C., W.H. van der Putten, L. van Liere, 1991. Afvalwaterzuivering met Helofytenfilters in Nederland. Een haalbaarheidsstudie. I.O.O. Heteren, Limnologisch instituut, Nieuwersluis.
- Groot, M. 1998.: Effluent en hevel-vispassage: Een helofytenfilter bij rwzi De Cocksdoorp op Texel? Stageverslag TNO, Den Helder. 63 p.
- Havelaar, A.H. (1986): F-specific RNA bacteriophages as model viruses in water treatment process. Ph.D. Dissertation, Universiteit Utrecht.
- Heide, B.A., 1984. Alternatieve methodes voor desinfectie van afvalwater. TNO-rapport A182. IMG-TNO, Delft. 96 blz .
- Jak, R.G., Kampf, R., Foekema, E.M., Dokkum H.P. van, 2000. Gebruik van effluent van de rwzi De Cocksdoorp om de voedselsituatie van lepelaars te verbeteren. TNO-MEP rapport ed. TNO en Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier. Den Helder/Edam.
- Kadlec, R.H.; Knight, R.L., 1995. *Treatment Wetlands*. CRC Press Inc, Boca Raton, Florida. 893 blz.
- Kampf, R., Schreijer, M., Toet, S., Verhoeven, J.T.A. ,1996. Nabehandeling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem met helofyten en waterplanten, opzet van een vierjarig demonstratieproject op praktijkschaal op rwzi Eversteekoog. *H2O* 29(14), 400-402.
- Kersting, K. & P. Kouwenhoven, 1989. Annual and diel oxygen regime in two polder ditches. *Hydrobiological Bulletin*, vol. 23 (2), p. 111-123.
- Knight, R.L., 1997. Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 35, No. 5.

- Kuiper, J. , 1973. De rol van protozoën in de waterzuivering. H2O 6 (19), p. 491-496
- Meuleman, A.F.M. , 1993. Waterzuivering door moerassystemen; onderzoek naar de water- en stofbalansen van het rietinfiltratieveld Lauwersoog. RIZA nota nr. 94.011, Lelystad. 134 p. 5 bijlagen.
- Meuleman, A.F.M & J.T.A. Verhoeven, 1999. De zuiveringsfunctie van moerassen. Landschap 99 (2). p. 77-87.
- Reddy, K.R., O.A. Diaz, L.J. Scinto, M. Agami, 1995. Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin. Ecological Engineering 5. p.183-207.
- Rienks, J., Baas, C.M., Gommers, P., 1997. Microverontreinigingen in (gezuiverd) stedelijk afvalwater: de feiten op basis van metingen door beheerders van rwzi's, uitgewerkt voor de zware metalen koper, zink en kwik. H2O 30 (32), p.676-681.
- Ruiter, M.A.,1978. Het risico van zwemmen en baden in met faecaal verontreinigd afvalwater. IMG - TNO rapport A82, TNO, Delft. 161 blz + bijlagen.
- Schreijer, M., 1984. Hydrobiologisch onderzoek op Texel, 1983. Hoogheemraadschap van de Uitwaterende Sluizen in Kennemerland en West-Friesland. Edam. 92 p + 8 bijlagen.
- Schreijer, M., R. Kampf, J.T.A. Verhoeven, A.F.M. Meuleman, 1994. Nabehandeling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem met helofyten en waterplanten, voorstel voor een 4-jarig demonstratieproject op praktijkschaal op rwzi Eversteoog. Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier.
- Vakgroep Botanische Oecologie en Evolutiebiologie, Universiteit van Utrecht. 16 p. Projectbeschrijving.
- Schreijer, M., Kampf, R., 1995. Nabehandeling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem; Vooronderzoek. H2O 28(11), 340-342, 347.
- Schreijer, M., Kampf, R., Toet, S., Verhoeven, J.T.A., 1996. The use of constructed wetlands to upgrade treated effluents before discharge to natural surface waters in Texel island, The Netherlands - pilot study. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, IAWQ, Wenen.
- Schreijer, M. en J. Steenis, 1995. Verdrogingsbestrijding door integrale effluentbenutting. Aanvraag GEBEVE-subsidie, maart 1995. Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier en Waterschap Hollands Kroon. Projectbeschrijving.
- Toet, S, in prep. 2000. Effect of a wetland system on the quality of effluent from a sewage treatment plant. Thesis. Utrecht University. Utrecht.
- Veeningen, R., 1985  
Zuurstofhuishouding in poldersloten. Rapp. Limnologisch Instituut. Nieuwersluis.
- Wirdum, G. van (1980): Eenvoudige beschrijving van de waterkwaliteitsverandering gedurende de hydrologische kringloop ten behoeve van de natuurbescherming.  
CHO-TNO rapporten en nota's no. 5. Delft. Pp. 118-143.
- WRI (Wetlands Research Inc.) 1992. The Des Plaines River Wetlands Demonstration project. Volumes 1-7. Chicago, IL: Wetlands Research Inc.

## **Overzicht van reeds over het onderzoek gehouden voordrachten en gepresenteerde posters**

Kampf, R.; Toet, S.; Schreijer, M.; Verhoeven, J.T.A.; Logtestijn, R. van (1996):  
A constructed wetland system to improve the effluent quality from an oxidation ditch.  
Poster 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Wenen, 1996. IAWQ

Kampf, R.; Toet, S.; Schreijer, M.; Verhoeven, J.T.A. ,1997. Van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater.  
NVA-symposium "Biologisch gereinigd effluent; grondstof of eindproduct, 16 oktober 1997

Kampf, R.; Toet, S.; Schreijer, M.; Logtestijn, R. van ; Verhoeven, J.T.A. (1998): A constructed wetland  
system to improve the effluent quality from an oxidation ditch. Poster for the 6th International Conference on  
Wetland Systems for Water Pollution Control, Aguas de Saan Pedro, Brazil, 1998. IAWQ

Kampf, R.; M. Schreijer; S. Toet; J.T.A. Verhoeven; 1998. From sewage to (re)usable surface water. The use  
of a full-scale constructed wetland to improve the quality of the effluent from an oxidation ditch in The  
Netherlands. Paper for the International Conference on Environment and Agriculture, Nov. 1-3, 1998,  
Kathmandu, Nepal. Kathmandu: Incea, 1998.

Kampf, R.; M. Schreijer; S. Toet; J.T.A. Verhoeven; 1999. The Eversteekoog constructed wetland. A four year  
research project on full scale to change effluent from an oxidation ditch to (re)usable surface water. Paper for  
the 4th International Conference on Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Ås, Norway, 7-11  
June 1999.

Toet, S.; Huibers, L.; Offerman, S.; Logtestijn, R. van; Schreijer, M.; Kampf, R. 1998. Denitrification in soil,  
periphyton and water of a surface-flow wetland system used for polishing tertiary treated wastewater. Paper  
for 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, IAWQ, 1998; Brazil:1998.

Toet, S.; Verhoeven, J.T.A.; Kampf, R.; Schreijer, M. 1999. Effect van een zuiveringsmoeras op de  
effluentkwaliteit van een rwzi. Voordracht voor studiedag natuurlijke systemen voor (afval)waterzuivering in  
Nederland en Vlaanderen, NECOV. 21 Oktober 1999, Antwerpen. 1999.

Toet, S. 1999 : De nabehandeling van effluent met een moerassysteem. Voordracht voor themadag:  
Waterzuivering door waterplanten en helofyten. Werkgroep Water- en Oeverplanten, NECOV. 18 mei 1999.  
Nabehandeling