

kopje in dit gebied zijn er twee oplossingen. Het meest voor de hand ligt het opnieuw invoeren van een hakhoutbeheer voor een deel (of delen) van het Weertbos. Door in zo'n terreintje dat niet groter hoeft te zijn dan 3 à 4 hectaren, kleinschalig opeenvolgend te kappen valt het voortbestaan van de soort te verzekeren. Een andere oplossing is het als ruigte gaan beheren van de nu aanwezige graslanden. Ook hier dient het beheer gefaseerd te zijn: wordt een perceel in één jaar in zijn geheel gemaaid, dan zijn er voor het Spiegeldikkopje geen levensmogelijkheden. Het maai-beheer kan het beste in de herfst plaatsvinden. Het enkele dagen laten liggen van het maaisel biedt de rupsen dan nog de mogelijkheid een goed heenkomen te vinden. Het maaisel dient wel afgevoerd te worden.

In de Groote Peel zijn botanische waarden de laatste jaren een belangrijke rol gaan spelen bij het beheer. Berkenopslag wordt stelselmatig verwijderd en d.m.v. begrazing wordt gestreefd naar kruidenrijkere vegetaties. Deze begrazing vindt vooral plaats door het inrasteren van schapen. De begrazingsdruk is daarbij zo hoog dat het Pijpestrooitje tot op de pollen wordt afgevreten. Bovendien worden in de winter terreinen die 's zomers begraaasd zullen worden soms afgebrand. Voor het Spiegeldikkopje is dit beheer desastreus. Door de uitgestrektheid van de Groote Peel is het voorkomen van het Spiegeldikkopje hier evenwel niet bedreigd. De nu voor Noordwest-Europa toch wel uitzonderlijk grote populatie zal bij deze vorm van beheer echter aan grootte inboeten. Een extensievere begrazing waarbij branden achterwege blijft is dan ook wenselijk.

Literatuur

- Geraedts, W.H.J.M., 1986. Voorlopige Atlas van de Nederlandse Dagvlinders (Rhopalocera). Vlinderstichting, Wageningen.
- Haan, J.H.H. de, 1972. Het Weertbos. Natuurhistorisch Maandblad 61: 37-42.
- Higgins, L.G. & N.D. Riley, 1983. A field guide to the butterflies of Britain and Europe. Collins, London.
- Joosten, J.H.J. & T.W.M. Bakker, 1987. De Groote Peel in verleden, heden en toekomst. Rapport 88-4. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- Leestmans, R., 1974. Biografie van *Heteropterus morpheus* Pallas (Lepidoptera, Hesperidae). Phegea 2(1): 1-6.
- Made, J.G. van der & T. Pavlicek, 1985. Kweekgegevens *Heteropterus morpheus*. Intern Rapport Vakgroep Natuurbeheer, LU Wageningen.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1989. Beschermingsplan Dagvlinders. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Directie Natuur, Milieu en Faunabeheer, Den Haag.

Rijsewijk, B. van, 1990. De lotgevallen van een Spiegeldikkopje. Vlinders 5(1): 15-17.

Tax, M.H., 1989. Atlas van de Nederlandse dagvlinders. Vlinderstichting, Wageningen en Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, 's-Graveland.

Weidemann, H.J., 1988. Tagfalter. Band 2. Verlag J. Neumann-Neudamm. Melsungen, West-Duitsland.

Summary

Heteropterus morpheus, habitat and management

The Large chequered skipper (*Heteropterus morpheus*) is a rare species in The Netherlands. This skipper of moist habitats finds suitable environments in relicts of peat-moors, clearings or rough meadows in damp woodlands and on moist heathland. At these places the host plants Purple moor-grass (*Molinia caerulea*) and/or Purple small-reed (*Calamagrostis canescens*) occur abundantly. A 'woodland population' and a 'peat-moor population' were studied in the province of Limburg in 1989.

Observations of the behaviour of the species showed that females spent most of their time foraging on a large variety of flowers. Males were mostly searching for females (fig. 2). Dispersal capacities were underestimated. Clearings are colonized within a year after cutting. In the woodland *Calamagrostis* was the main host, in the peat-moor *Molinia*. For the selection of oviposition sites the age and the attainability of the leaf of the host plant seem to be decisive. In the peat-moor relict the distribution of the larvae was not correlated with several vegetations of habitats with different moisture degree (table 3).

To safeguard the populations of *H. morpheus* we suggest very extensive grazing with cattle in peat-moor relicts and moist heathland. To maintain the more endangered populations in woodlands the reintroduction of coppicing as management should be considered. If this management cannot be realized some of the populations might survive by partly mowing of the present meadows on a rotation of 2-4 years.

Dankwoord

Met dank aan I. Wynhoff en C. van Swaay voor het kritisch doorlezen van het manuscript.

I.P. Raemakers & J.G. van der Made
Landbouwniversiteit
Vakgroep Natuurbeheer
Postbus 8080
6700 DD Wageningen

Relaties tussen

Gerda van Dijk &
Gerard Blom

Eutrofiëring, dat wil zeggen een toename in aanbod van nutriënten, vormt één van de belangrijkste bedreigingen van de Nederlandse oppervlaktewateren. Als gevolg van eutrofiëring is het Veluwemeer de laatste decennia veranderd in een troebel water. Het lichtklimaat onder water vormt een beperkende factor voor een optimale ontwikkeling van waterplanten. In dit artikel wordt nader ingegaan op de onderlinge relaties tussen het lichtklimaat en het voorkomen van een ondergedoken vegetatie in het Veluwemeer.

Bij eutrofiëring profiteren doorgaans zowel de zwevende (fytoplankton) als de sessiele algen (epifyten) van het toegenomen voedselaanbod. Het water vertroebelt en de waterplanten raken bedekt met aangroei, perifyton genoemd, bestaande uit epifytische algen, schimmels, bacteriën, slib- en kleideeltjes enz. Het lichtklimaat voor de ondergedoken waterplanten verslechtert en op den duur kan de ondergedoken vegetatie zelfs volledig verdwijnen. Met het verdwijnen van de waterplanten verdwijnen vele andere organismen die van de waterplanten afhankelijk zijn voor hun voedsel, habitat, paaipplaats enz. Dit geldt zowel voor organismen in het water (bv. snoek en slakken) als voor organismen daarbuiten (bv. foeragerende vogels). Voor het Veluwemeer zijn de effecten van eutrofiëring voor het lichtklimaat van de waterplanten en het al dan niet voorkomen van een ondergedoken vegetatie onderzocht.

Het Veluwemeer (ca 3240 ha, gemiddeld 1,20 m diep) is eind jaren '50 ontstaan met de aanleg van de polder Oostelijk Flevoland (fig. 1). In de eerste jaren na aanleg werd het Veluwemeer gekarakteriseerd door een heldere waterlaag en een dichte waterplantenvegetatie bestaande uit o.a. verschillende soorten kranswieren (*Chara* sp.), fonteinkruiden



lichtklimaat en waterplanten in het Veluwemeer

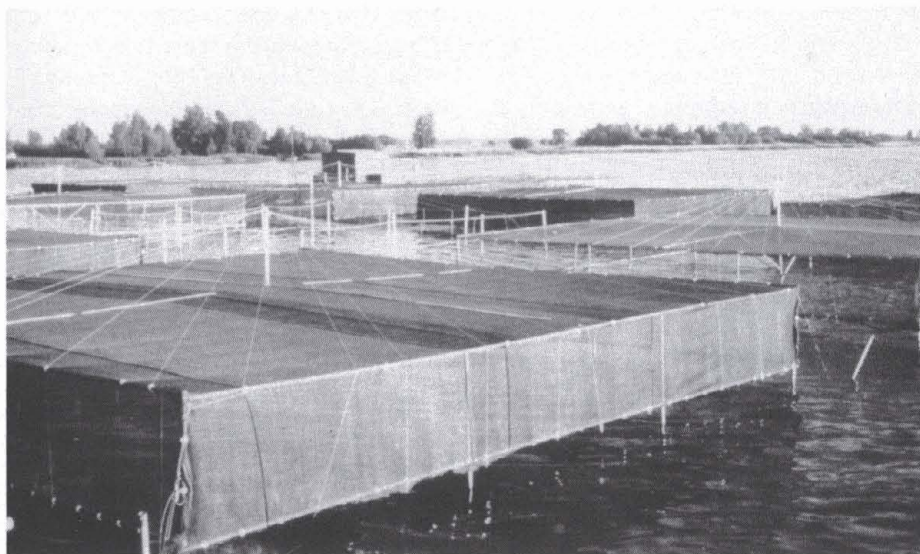


Foto 1. De proefopstelling in het Veluwemeer in 1986.
The experimental set-up in Lake Veluwe in 1986.

(*Potamogeton* sp.), Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*), Waterpest (*Elo-dea canadensis*), Stijve watterranonkel (*Ranunculus circinatus*) en Smalbladige waterweegbree (*Alisma gramineum*) (Leentvaar, 1961). In de jaren '60 raakte het Veluwemeer langzaam maar zeker steeds meer geëutrofeerd. Dit leidde regelmatig tot een blauwalgenbloei en de waterplanten verdwenen vrijwel volledig in de jaren '70. De ingebruikname van een defosfateringstrap bij de rioolwaterzuiveringsinstallaties van Elburg en Harderwijk en het doorspoelen van het meer

met fytoplankton- en fosfaatarm water eind jaren '70 bleken effectieve beheersmaatregelen. De blauwalgenbloei was doorbroken, het doorzicht van de waterlaag verbeterde sterk en de waterplantenvegetatie herstelde zich (Hosper et al., 1986). Halverwege de jaren '80 was Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) de meest voorkomende waterplant. Verder kwamen plaatselijk Door-groei fonteinkruid (*Potamogeton perfoliatus*) en kranswieren voor. Een volledig herstel van de ondergedoken vegetatie bleef echter uit. Vermoed werd dat het lichtklimaat nog steeds een beperkende factor vormde voor een optimale ontwikkeling van waterplanten en dat aanvullende beheersmaatregelen noodzakelijk waren. Om deze vragen op te

helderen zijn twee onderzoeksprojecten uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat (RIZA en BOVAR/RIZA), gedurende de perioden 1986-1988 en 1987-1988. In het eerste project, uitgevoerd door de Landbouw Universiteit, Vakgroep Natuurbeheer, sectie Aquatische Ecologie, stonden de volgende vragen centraal:

- wat is de invloed van het lichtklimaat op de groei en overleving van Schedefonteinkruid in het Veluwemeer?
- hoe is het lichtklimaat in het Veluwemeer voor de ondergedoken waterplanten gekarakteriseerd en welke factoren spelen daarbij een belangrijke rol?

In het tweede project, uitgevoerd door de Landbouw Universiteit, Vakgroep Natuurbeheer, sectie Waterkwaliteitsbeheer, was de volgende vraag geformuleerd:

- wat is het belang van opwerveling en transport van bodemslib voor het onderwater lichtklimaat?

Invloed van lichtklimaat op Schedefonteinkruid

Schedefonteinkruid heeft in het Veluwemeer een éénjarige levenscyclus. Aan het einde van de zomer (augustus-september) sterven stengels, bladeren, wortels en wortelstokken volledig af. Schedefonteinkruid overwintert door middel van wortelknolletjes, ook wel tubers genoemd. Tubers zijn verdikte worteldelen die tijdens het groeiseizoen gevormd worden (fig. 2). Qua morfologie zijn ze goed te vergelijken met aardappels. In het voorjaar, als de watertemperatuur stijgt, lopen de tubers massaal uit. Schedefonteinkruid produceert ook zaden maar deze kiemen in het veld slecht (Van Wijk, 1988). Voor de overleving van de vegetatie gedurende de winter zijn de tubers dan ook van cruciaal belang.

Het lichtklimaat voor een ondergedoken waterplant is afhankelijk van de lichtinstraling, reflectie aan het wateroppervlak (ca 10%), uitdoving van het licht door de waterlaag en de lichtwegname door het perifyton. Voor het bestuderen van de invloed van het lichtklimaat op de groei en overleving van Schedefonteinkruid is in 1986 in het Veluwemeer een beschaduwings experi-

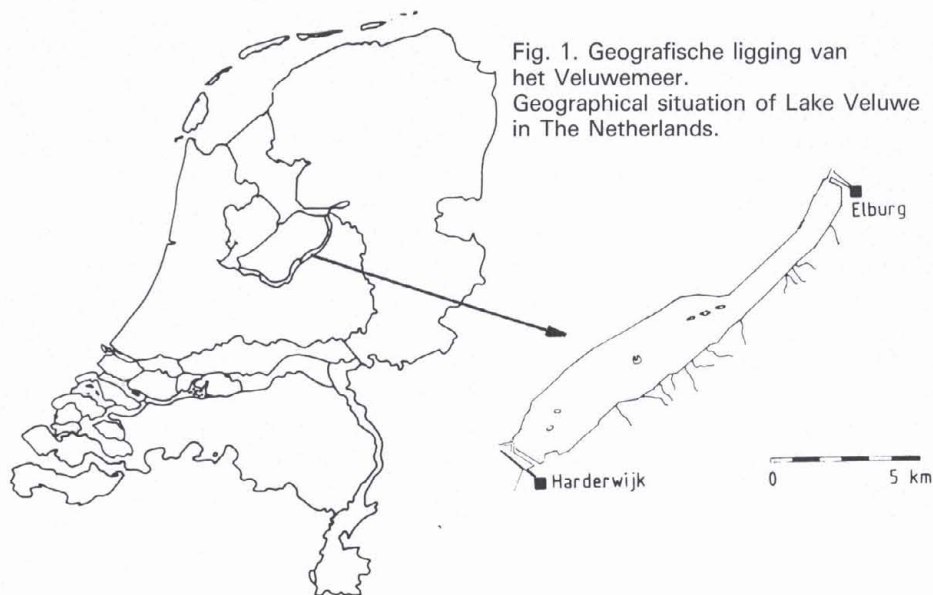
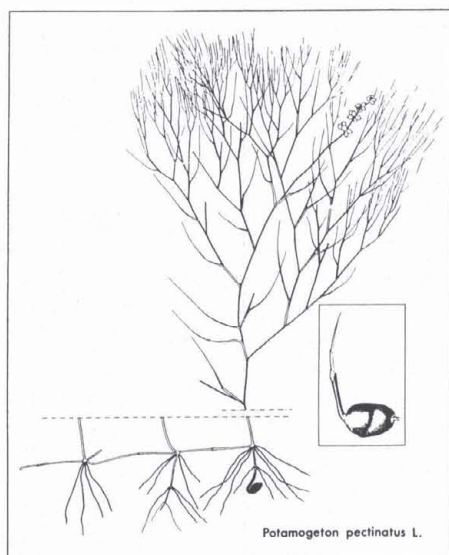


Fig. 1. Geografische ligging van het Veluwemeer.
Geographical situation of Lake Veluwe in The Netherlands.

Fig. 2. Schets van een Schedefonteinkruid plant (Uit: van Wijk, 1988) met, vergroot weergegeven, een schets van een tuber (Uit: Van Wijk, 1989).

General habit of *P. pectinatus* (After: Van Wijk, 1988). Inset: example of a tuber (After: Van Wijk, 1989).



ment uitgevoerd. Door met kunstmatige beschaduwning verschillende lichtcondities te creëren zijn als het ware verschillende troebelheden van de waterlaag en periphytondichtheden nagebootst. Boven een homogene schedefonteinkruidvegetatie waren drie soorten netten gespannen (ca 1,5 m boven het wateroppervlak) die respectievelijk 26%, 45% en 73% van de invallende lichtinstraling wegnamen. In de vegetatie ontstonden op deze wijze vier verschillende lichtcondities nl. een blanco (d.w.z. geen beschaduwning, aangeduid als lichtniveau 1), en drie condities met beschaduwning (aangeduid naar oplopende beschaduwning als lichtniveau 2, 3 en 4). Elke lichtconditie omvatte een gebied van totaal 300 m², verdeeld over drie proefgebieden (foto 1). Gedurende de periode april-november 1986 is de vegetatie tweewekelijks bemonsterd. Daartoe is met een bodemhapper een bodemoppervlak van 0,16 m² tot een diepte van ca 0,30 m uitgegraven. Vervolgens is het monster gezeefd en is het boven- en ondergrondse plantemateriaal uit het monster verzameld. In het laboratorium is het as-vrij drooggewicht van het plantemateriaal bepaald (zie voor toegepaste methode Van Dijk & Van Vierssen, 1991).

In 1986 was alleen in de periode april t/m augustus bovengrondse biomassa aanwezig bij alle lichtcondities (fig. 3). Beschaduwning had een duidelijk

ke invloed op de biomassa-ontwikkeling; bij een toenemende beschaduwning was de bovengrondse biomassa lager.

Aan het begin van het seizoen was de tuberdichtheid ca 60 tubers.m⁻² in alle proefgebieden (fig. 4). Op 23 juni waren bij alle lichtcondities voor het eerst in dat seizoen nieuw gevormde tubers aanwezig. Deze waren herkenbaar aan hun relatief licht-gele kleur. Uit de literatuur is bekend dat het moment, waarop de tuberproductie begint, bepaald wordt door de lengte van de fotoperiode (Chambers et al., 1985; Spencer & Anderson, 1987). De fotoperiode is gedefinieerd als de tijdsduur gedurende een dag dat de lichtintensiteit op het wateroppervlak boven een zekere grenswaarde uitkomt (ca 10 $\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Uit deze studie blijkt dat de tuberproductie in het Veluwemeer half juni begint. De fotoperiode is dan ca 16 uur en deze lengte wordt nauwelijks beïnvloed door beschaduwning en diepte (Van Dijk & Van Vierssen, 1991).

Bij het hoogste beschaduwingsniveau nam de bovengrondse biomassa vanaf het moment dat de tuberproductie begon af, terwijl bij de andere lichtcondities de biomassa nog wel toenam tot begin augustus (pijl in fig. 3). Blijkbaar was bij het hoogste beschaduwingsniveau de plant niet in staat voldoende te fotosynthetiseren om zowel de tubers te vullen als ook in de groei en onderhoud van de rest van de plant te voorzien (blad, stengels, wortels). De tuberproductie vond bij het hoogste beschaduwingsniveau slechts gedurende een korte periode plaats. Aan het eind van het groeiseizoen was het aantal gevormde tubers lager bij toenemende beschaduwning. Maar ook in de blanco situatie was de tuberproductie suboptimaal. Aan het eind van het seizoen was de tuberdichtheid ca 250 tubers.m⁻², terwijl in heldere systemen tuberdichtheden van ca 1000 tubers.m⁻² niet ongebruikelijk zijn.

De vraag rijst nu wat de consequenties zijn van een relatief klein aantal tubers aan het eind van een bepaald groeiseizoen voor de ontwikkeling van de vegetatie in het volgende seizoen. Om deze vraag te kunnen beantwoorden zijn de experimentele gebieden in 1987 niet beschaduwd; de lichtcondities waren dus identiek maar het aantal tubers aan het begin van het seizoen in het sediment was verschillend in de onderscheiden proefgebieden.

In 1987 was de maximale bovengrondse biomassa positief gerelateerd aan het aantal tubers aanwezig aan het begin van het groeiseizoen (fig. 5). Hieruit volgt dat de biomassa van een Schedefonteinkruidvegetatie niet alleen wordt gereguleerd door de lichtomstandigheden tijdens het groeiseizoen maar ook, via het aantal tubers dat overwintert, door het lichtklimaat in (het) vorige seizoen(en).

Lichtklimaat

Lichtwegname door de waterlaag

Het doorzicht van de waterlaag was tijdens het groeiseizoen van Schedefonteinkruid in 1986 en 1987 laag: gemiddeld bijna drie maal lager dan het streefdoorzicht. Gemiddeld bereikte in de niet beschaduwde situatie minder dan 10% van de invallende lichtinstraling de bodem. De uitdoving van licht door de waterlaag wordt veroorzaakt door het water zelf, in het water opgeloste humus-achtige organische stoffen (aangeduid als gilvin), fytoplankton, dode organische zwevende stof (dode algen, plantedelen, dieren) en anorganische zwevende deeltjes (klei- en slibdeeltjes). De twee laatste componenten vormen samen het tripton. Met het model UITZICHT (Buiteveld, 1990) kan, op basis van bekende tripton-, fytoplankton- en gilvinconcentratie de lichtuitdoving door de waterlaag geschat worden. Dit is gedaan voor het Veluwemeer (tabel 1) op basis van de gemiddelde concentraties van deze verschillende componenten zoals bepaald door Van Dijk & Achterberg (1991). Het fytoplankton leverde slechts een geringe bijdrage aan de totale lichtuitdoving. Blijkbaar hebben de beheersmaatregelen in termen van fytoplanktondichtheid succes gehad. Het tripton was voor het grootste deel verantwoordelijk voor de lichtuitdoving. Dit is ook waargenomen in andere studies (Blom, 1989a; Van Dijk & Achterberg, 1991).

Opwerveling van bodemmateriaal bepaalt in grote mate de triptonconcentratie. Opwerveling wordt grotendeels veroorzaakt door golfbeweging op en in het water als gevolg van wind (Brinkman & Van Raaphorst, 1986; Blom, 1989b; Van Dijk & Achterberg, 1991). Windsnelheid, zwevende stofconcentratie en de extinctie waren duidelijk met elkaar gecorreleerd in het Veluwemeer (fig. 6). Met het model Sediment Transport, Resuspension and Sedi-

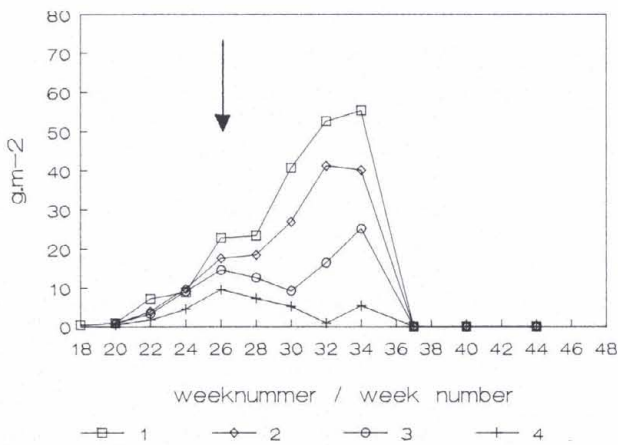


Fig. 3. Het verloop in de tijd van de bovengrondse biomassa (g as-vrij drooggewicht.m⁻²) van Schedefonteinkruid bij lichtconditie 1 t/m 4 tijdens het groeiseizoen van 1986. De pijl geeft bemonsteringsdatum 23 juni aan.

Seasonal variation in mean aboveground biomass (g ash-free dry-weight.m⁻²) of *Potamogeton pectinatus* in the control (1) and at three shading levels (2 to 4) during the growing season of 1986 in Lake Veluwe. Sampling date 23 June is indicated by an arrow.

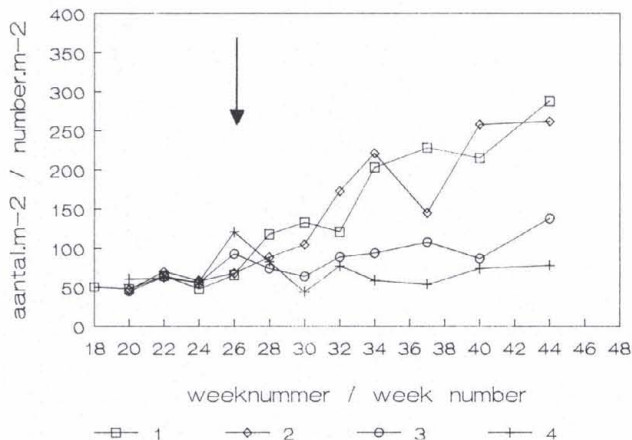


Fig. 4. Het verloop in de tijd van het aantal niet-gekiemde tubers in het sediment (aantal tubers.m⁻²) van Schedefonteinkruid bij lichtconditie 1 t/m 4 tijdens het groeiseizoen van 1986. De pijl geeft bemonsteringsdatum 23 juni aan.

Seasonal variation in mean number of tubers (not germinated) (number.m⁻²) of *Potamogeton pectinatus* in the control (1) and at three shading levels (2 to 4) during the growing season of 1986 in Lake Veluwe. Sampling date 23 June is indicated by an arrow.

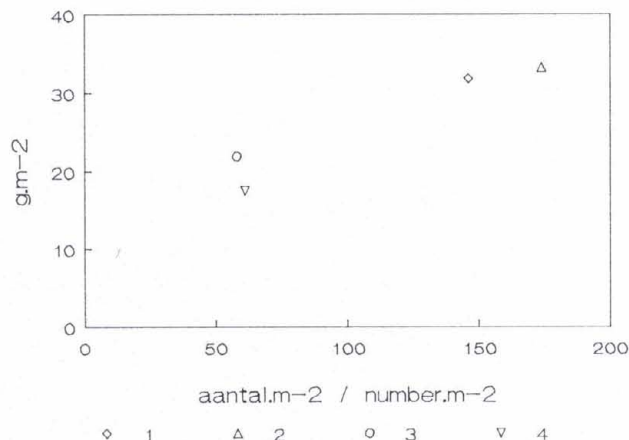


Fig. 5. De maximale bovengrondse biomassa (g as-vrij drooggewicht.m⁻²) van Schedefonteinkruid bij verschillende tuber dichtheden (aantal.m⁻²) aan het begin van het groeiseizoen van 1987 in het Veluwemeer.

Maximum aboveground biomass (g ash-free dry-weight.m⁻²) of *Potamogeton pectinatus* at various tuber densities (number.m⁻²) at the beginning of the growing season of 1987 in Lake Veluwe.

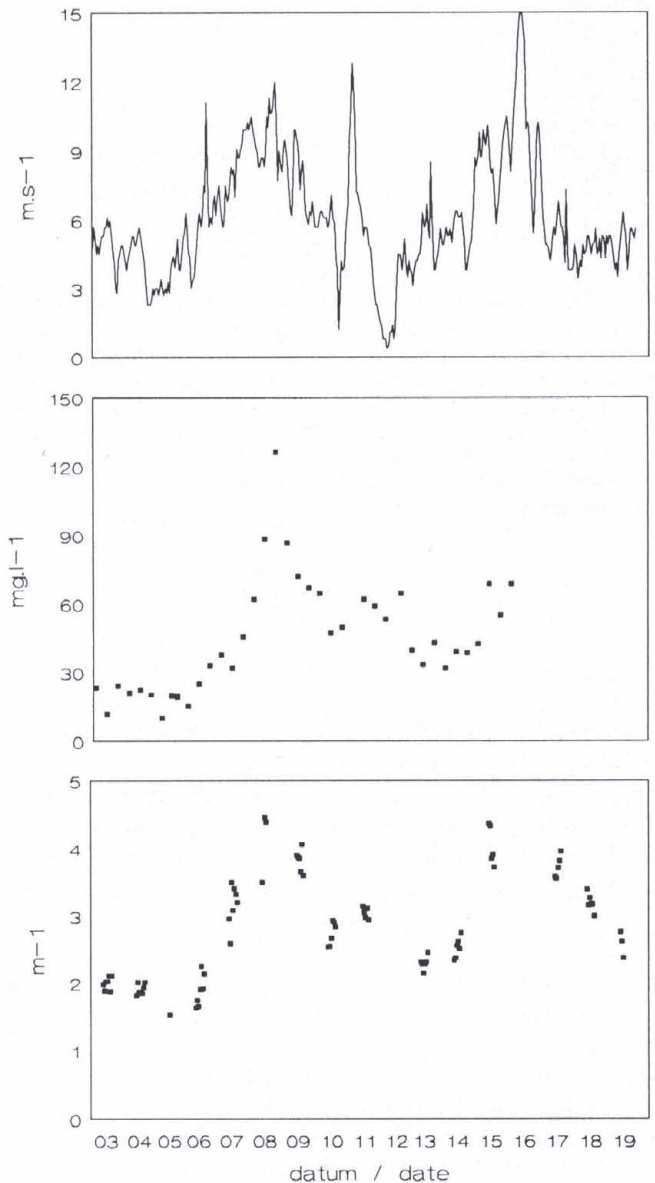


Fig. 6. Windsnelheid (m.s⁻¹; boven), zwevende stof concentratie (mg drooggewicht.l⁻¹; midden) en extinctiecoëfficiënt (m⁻¹; onder) in het Veluwemeer gedurende de periode 3 t/m 19 oktober 1987 (naar: Blom, 1989b).

Windspeed (m.s⁻¹; top), suspended solids (mg dry-weight.l⁻¹; middle) and irradiance extinction (m⁻¹; bottom) in Lake Veluwe during the period 3-19 October 1987 (after: Blom, 1989b).

	Zwevende stof <i>Suspended particles</i>		Extinctie <i>Extinction</i>	
	mg.l ⁻¹	(%)	m ⁻¹	(%)
Water en gilvin <i>Water and gilvin</i>			0,79	(35)
Anorganisch tripton <i>Inorganic tripton</i>	15,8	(51)	0,46	(20)
Organisch tripton <i>Organic tripton</i>	14,3	(46)	0,73	(33)
Fytoplankton <i>Phytoplankton</i>	0,9	(3)	0,26	(11)
	— +		— +	
Totaal <i>Total</i>	31,0		2,24	

Tabel 1. De absolute en relatieve bijdrage van verschillende componenten in de waterlaag aan de hoeveelheid zwevende stof en uitdoving van licht in het Veluwemeer. De fytoplankton concentratie is geschat op basis van het gemiddeld chlorofylgehalte (12,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$) en een geschatte verhouding tussen chlorofyl en het fytoplankton drooggewicht (0,07 g drooggewicht μg^{-1} Chl-a). De extinctie is geschat met behulp van het model UITZICHT (Buiteveld, 1990).

The contribution of distinguished components of the water column to the amount of suspended particles and extinction.

mentation in Shallow Lakes (STRESS-2d) (Blom, 1989b; Lijklema et al., 1991) is berekend dat door opwerveling ca 30 mg.l^{-1} bodemslib in de waterlaag kwam. De waargenomen tripton-concentratie (29,9 mg.l^{-1} , tabel 1) zou dus volledig verklaard worden uit de opwerveling van bodemslib.

De opwerveling van bodemslib neemt doorgaans toe bij een afnemende waterdiepte. Dit betekent dat juist in de ondiepe gebieden, die van belang zijn voor waterplanten, de opwerveling zeer groot kan zijn. Waterplanten hebben een dempende werking op de golfbeweging en kunnen bovendien de bodem volledig bedekken waardoor de opwerveling van bodemslib beperkt wordt (Schiemer & Prosser, 1976). Blijkbaar is in het Veluwemeer met het verdwijnen van een groot deel van de waterplanten-vegetatie in de jaren '60 en '70 de opwerveling van bodemmateriaal een belangrijke rol gaan spelen. Dit fenomeen is goed vergelijkbaar met erosieprocessen die optreden in terrestrische systemen bijvoorbeeld na het kappen van bossen.

Lichtwegname door het perifyton

In figuur 7 is de relatieve lichtwegname door het perifyton tijdens het vegetatie-seizoen van 1986 weergegeven. Deze lichtwegname is gemeten aan perifyton

dat zich ontwikkeld had op glasplaatjes. De metingen zijn verricht in een licht-dichte meetopstelling bestaande uit een lichtbron en een lichtsensor met daar tussenin een houder waarin een glaasje geplaatst kon worden. De relatieve licht-

wegname door het perifyton is berekend als het relatieve verschil in lichtdoorlathendheid tussen een blanco niet-begroeid glaasje en een met perifyton begroeid glaasje. Er is onderscheid gemaakt in glasplaatjes die slechts gedurende twee weken in het Veluwemeer hebben gehangen (aangeduid als 'interval' glaasjes) en glasplaatjes die vanaf half mei tot het moment van bemonstering in het Veluwemeer hebben gehangen (aangeduid als 'totaal' glaasjes). Aangenomen is dat de perifyton-ontwikkeling op de glasplaatjes en op bladeren van waterplanten vergelijkbaar is. De 'interval' glaasjes geven inzicht in de perifytonontwikkeling op jonge nieuwe bladeren die gevormd worden gedurende het hele seizoen en de 'totaal' glaasjes in de ontwikkeling op bladeren die zich aan het begin van het seizoen gevormd hebben en in de loop van het seizoen steeds ouder worden.

Figuur 7 laat duidelijk zien dat het perifyton een groot deel van het invallende licht voor de waterplanten weg kan nemen. Perifyton dat zich gedurende twee weken heeft kunnen ontwikkelen neemt al 10 tot 40% van het invallende licht weg (perifyton op jonge bladeren). Perifyton dat zich gedurende een wat langere tijd kan ontwikkelen, kan tot meer dan 80% van het invallende licht wegnemen (perifyton op oude

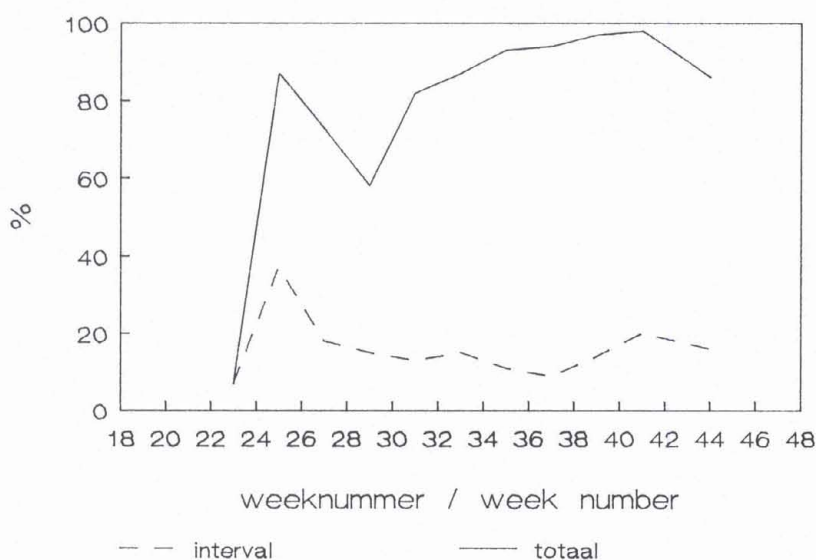


Fig. 7. Het verloop in de tijd van de relatieve lichtwegname door het perifyton op totaal- en interval-glaasjes in de blanco situatie tijdens het groeiseizoen van 1986.

Seasonal variation in mean attenuation of incident irradiance (%) by periphyton on the total- and interval-slides, in the control during the growing season of 1986 in Lake Veluwe.



bladeren). Het periphyton bestond voor een groot deel uit slib- en kleideeltjes die blijkbaar uit de waterlaag in het periphyton ingevangen en/of gesedimenteerde waren (Van Dijk, 1991). Dat betekent dat opwerveling van bodemmateriaal het lichtklimaat van de ondergedoken waterplanten sterk negatief beïnvloedt: enerzijds leidt het tot zeer troebel water en anderzijds tot een dichte periphytonlaag die weinig licht doorlaat.

Conclusies

Als gevolg van eutrofiëring is het Veluwemeer in de laatste decennia van een helder door waterplanten gedomineerd systeem veranderd in een troebel water, arm aan waterplanten. In dit artikel is aangegeven dat het lichtklimaat halverwege de jaren '80 nog steeds een beperkende factor vormde voor een optimale groei van Schedefonteinkruid. De bovengrondse biomassa en de tuberproductie waren relatief laag. Bij een verslechtering van het lichtklimaat namen zowel de biomassa als de tuberproductie af. Dat betekent dat bij een langdurige verslechtering van het lichtklimaat de vegetatie op de lange termijn volledig zal verdwijnen, doordat er te weinig tubers gevormd worden. Zowel de waterlaag als het periphyton namen een groot deel van het invallende licht voor de waterplant weg. Opgewervelde bodemdeeltjes waren voor het grootste deel verantwoordelijk voor de ongunstige lichtcondities voor de waterplanten in het Veluwemeer. Als gevolg van het vrijwel volledig verdwijnen van de vegetatie onder water in de jaren '70 is opwerveling van bodemdeeltjes een belangrijke rol gaan spelen.

Uit voorgaande blijkt dat vervuilingseffecten niet zonder meer zijn terug te draaien. Ondanks de verbetering van de chemische samenstelling van het water blijkt het ecosysteem nog niet hersteld. Daarvoor is meer nodig. Het beheer van het Veluwemeer, met als doel een heldere waterlaag, zou zich mede op het tegengaan van de opwerveling van bodemmateriaal moeten richten. Daarbij valt te denken aan beheersmaatregelen als het creëren van luwteplekken door aanleg van eilanden, dijken en windschermen in de vorm van windsingels op de oever. Naar verwachting zal dan tenminste op deze luwteplekken het lichtklimaat onder water verbeteren, zodat zich lokaal vegetatiekernen kunnen ontwikkelen. Van daaruit zou de onder-

gedoken vegetatie zich verder kunnen uitbreiden. Tevens zouden waterkwaliteits-beheerders de groei en verspreiding van waterplanten kunnen stimuleren door bijvoorbeeld soorten te herintroduceren. Hierbij kan gedacht worden aan nymphaeiden die een sterk dempende werking op de waterbeweging hebben. Uiteindelijk zal een verbetering van de waterkwaliteit waarschijnlijk gevolgd worden door het opnieuw verschijnen van andere, ooit aanwezige waterplantesoorten in het Veluwemeer.

Literatuur

- Blom, G., 1989a. Lichtklimaat bepalende factoren in het Veluwemeer. Intern rapport, Landbouw Universiteit Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer.
- Blom, G., 1989b. Beïnvloeding transport fosfaatrijk slib in het Veluwemeer. Intern rapport, Landbouw Universiteit Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer.
- Brinkman, A.G. & W. van Raaphorst, 1986. De fosfaathuishouding in het Veluwemeer. Dissertatie TU, Twente.
- Buiteveld, H., 1990. UITZICHT; model voor berekening van doorzicht en extinktie. Rijkswaterstaat, RIZA, nota 90.058, Lelystad.
- Chambers, P.A., D.H.N. Spence & D.C. Weeks, 1985. Photocontrol of turion formation by *Potamogeton crispus* L. in the laboratory and natural water. New Phytology 99: 183-194.
- Dijk, G.M. van, 1991. Dynamics and attenuation characteristics of periphyton upon artificial substrate under various light conditions and some additional observations on periphyton upon *Potamogeton pectinatus* L. (ter publicatie aangeboden).
- Dijk, G.M. van & E.P. Achterberg, 1991. Light climate in the water column of a shallow eutrophic lake (Lake Veluwe). (ter publicatie aangeboden).
- Dijk, G.M. van & W. van Vierssen, 1991. Survival of a *Potamogeton pectinatus* L. population under various light conditions in a shallow eutrophic lake (Lake Veluwe) in The Netherlands. Aquatic Botany 39: 121-129.
- Hosper, S.H., M.L. Meyer & J.R. Eulen, 1986. Herstel van het Veluwemeer. Recent ontwikkelingen. H₂O 20: 274-279.
- Leentvaar, P., 1961. Hydrobiologische waarnemingen in het Veluwemeer. De Levende Natuur 64: 273-279.
- Lijklema, L., R.H. Aalderink, G. Blom & E.H.S. van Duin, 1991. Sediment transport in shallow lakes; two cases related to eutrophication. In: Transport and transformation of contaminants near the sediment water interface. Springer Verlag, Berlin.
- Schiemer, F. & M. Prosser, 1976. Distribution and biomass of submerged macrophytes

in Neusiedlersee. Aquatic Botany 2: 289-307.

Spencer, D.F. & L.W.J. Anderson, 1987. Influence of photoperiod on growth, pigment and vegetative propagule formation for *Potamogeton nodosus* Poir. and *Potamogeton pectinatus* L.. Aquatic Botany 36: 23-31.

Wijk, R.J. van, 1988. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L. I. General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. Aquatic Botany 31: 211-258.

Wijk, R.J. van, 1989. Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* L., Dissertatie KUN, Nijmegen.

Summary

Lightclimate and submerged macrophytes in Lake Veluwe

Lake Veluwe was characterized by a high transparency of the water column and a dense submerged vegetation in its early years. It gradually changed into a turbid phytoplankton dominated system, low in macrophyte biomass during the last decades due to anthropogenic eutrophication. Water-quality measurements reduced the nutrient load and concurrently the phytoplankton density considerably at the beginning of the 80s. However, the present study revealed that irradiance was still a limiting factor for optimal growth of *Potamogeton pectinatus* in Lake Veluwe during the period 1986-1987. Wind-induced resuspension of sediment particles largely determined light-climate for the submerged vegetation through attenuation by the water column and periphytic layer. Apparently, after the submerged vegetation had disappeared almost completely due to eutrophication, wind-induced resuspension of sediment particles prevented reestablishment of the vegetation. Additional measures aimed at reducing wind-induced resuspension of sediment particles and reestablishing of the submerged vegetation are required to restore the underwater vegetation in Lake Veluwe.

Ir. G.M. van Dijk
Landbouw Universiteit
Vakgroep Natuurbeheer, Sectie Aquatische Ecologie
Postbus 8080
6700 DD Wageningen
Huidig werkadres: Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Afdeling Ecotoxicologie
Postbus 9201
6800 HB Arnhem

Ir. G. Blom
Landbouw Universiteit
Vakgroep Natuurbeheer, Sectie Waterkwaliteitsbeheer
Postbus 8080
6700 DD Wageningen