

# Herstel en beheer van heideterreinen

Gevolgen van verzuring, vermesting en verdroging en de invloed van beheer op levensgemeenschappen van heide. Een samenvattend rapport voor beheerders.

**Chris van Turnhout**  
**Emiel Brouwer**  
**Marijn Nijssen**  
**Suzanne Stuijtzand**  
**Henk Siepel**  
**Joost Vogels**  
**Hans Esselink**

Stichting Bargerveen, B-ware & Afdeling Dierecologie  
(Radboud Universiteit Nijmegen)

i.o.v. EC-LNV, Directie Kennis

Tekstredactie: Moniek Nooren



# 1 Inleiding

## 1.1 Onderzoek naar effecten van herstelmaatregelen in het kader van OBN

In de afgelopen decennia is de druk op het milieu sterk toegenomen. Kwetsbare natuurgebieden zoals heideterreinen raken verzuurd en vermest door de recentelijk afgenomen, maar nog steeds te hoge atmosferische depositie van schadelijke stoffen. Tevens treedt door ontwatering ernstige verdroging op en liggen natuurgebieden vaak versnipperd en geïsoleerd in het landschap. Om de negatieve effecten van deze 'ver-factoren' tegen te gaan, is het 'Overlevingsplan Bos en Natuur' (OBN) in het leven geroepen. Effectgerichte maatregelen moeten leiden tot behoud en herstel van kwetsbare levensgemeenschappen. Onderzoek moet inzicht geven in welke maatregelen waar uitgevoerd kunnen worden, en hoe dit gedaan moet worden. Tot voor kort is het onderzoek in het kader van het OBN voornamelijk gericht geweest op abiotiek en vegetatie (Bink *et al.* 1998). In het verleden ging men er veelal van uit dat herstel van de abiotiek en vegetatie vanzelf zou leiden tot herstel van de fauna. Inmiddels is gebleken dat dit geenszins het geval hoeft te zijn; maatregelen die gunstig zijn voor de flora, zijn dat niet perse voor de fauna. Het beheer moet dus op beide gericht zijn. Omdat in verhouding tot de flora de kennis over de fauna op het gebied van herstelbeheer een grote achterstand heeft, is enkele jaren geleden besloten tot een inhaalslag. In het project 'Inhaalslag OBN-Fauna' is, in opdracht van het Expertise Centrum-LNV, de beschikbare literatuur op een rij gezet en gecombineerd met de kennis die aanwezig is bij een groot aantal faunadeskundigen en beheerders (Stuijzand *et al.* 2004). De samenvatting van deze studie vormt de basis voor dit boek, waarbij op verschillende punten de meest recente kennis en inzichten over het functioneren en herstellen van heidegemeenschappen zijn aangevuld.

## 1.2 Doel van deze publicatie

Dit boek is vooral bedoeld voor beheerders en beleidsmedewerkers, als handvat bij de aanvraag en de uitvoering van OBN-maatregelen in heideterreinen. Het omvat een kort overzicht van de gevolgen die de levensgemeenschappen van het heidelandschap ondervinden als gevolg van vermesting, verzuring en verdroging. Daarnaast wordt aangegeven hoe de negatieve effecten op flora en fauna met maatregelen kunnen worden hersteld en hoe voorkomen kan worden dat deze maatregelen nieuwe problemen opleveren. Deze kennis wordt aan de hand van verhelderende foto's vertaald naar praktische vuistregels voor het beheer. Deze vuistregels zijn geen kant en klare 'recepten' voor succesvol herstel van heide, maar geven handvaten en inzichten om op een doelgerichte en verantwoorde manier herstelbeheer in heideterreinen uit te voeren. Voor een uitgebreid overzicht van effecten van ver-factoren en effecten van het huidige beheer op heidefauna wordt verwezen naar het Basisdocument van de Inhaalslag Fauna (Stuijzand *et al.* 2004).

## 1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt een korte beschrijving gegeven van het heidelandschap. Er wordt ingegaan op de processen die er spelen, de variatie en overgangen binnen het heidelandschap en de levensgemeenschappen die er voorkomen.

In hoofdstuk 3 wordt een overzicht gegeven via welke mechanismen ver-factoren en veranderingen in terreingebruik de processen in het heidelandschap veranderen en hoe dit direct of indirect kan leiden tot problemen voor typische heidesoorten. Telkens wordt getracht om 'bottlenecks' op te sporen voor karakteristieke soorten. Anders gezegd, wat zijn de belangrijkste eisen van de verschillende soorten dieren en planten waaraan het huidige heidelandschap niet meer voldoet?

In hoofdstuk 4 worden vuistregels voor herstelbeheer gegeven. Er wordt ingegaan op het doel van de maatregel en de verwachte effecten op de levensgemeenschappen van het heidelandschap. Bij de vuistregels komen zaken als intensiteit, schaal, ruimtelijke en temporele aspecten van maatregelen aan bod.

## 2 Beschrijving van het heidelandschap

### 2.1 *Ontstaan, gebruik en beheer van heidelandschappen*

De menselijke invloed op de heide is van oudsher groot. De Nederlandse heideterreinen zijn ontstaan door het grootschalig kappen van het oorspronkelijk aanwezige bos in de vroege bronstijd (1900-1300 voor Christus) en mogelijk ook door de ontginning van hoogvenen (o.a. Spek 2004). De stelselmatige ontbossing op de hogere zandgronden leidde ertoe dat de bodem sterk verarmde. Als gevolg van de versterkte inzijging van regenwater, mede als gevolg van de ontbossing, spoelden voedingsstoffen uit en ontstonden haarpodzolgronden. Op deze gronden ontwikkelde zich een boomloos, halfnatuurlijk landschap dat voornamelijk bestond uit dwergstruiken van de heidefamilie; het heidelandschap (Gimingham 1972). Deze werden vervolgens in stand gehouden door eeuwenlange agrarische exploitatie. De reden voor dit actief heidebeheer kan gevonden worden in het feit dat heidestruiken het gehele jaar groen blijven en dus het gehele jaar benut kunnen worden als voedsel voor het vee (Gimingham 1972, Burny 1999, Haaland, 2002). Vanaf 1800 werden heideterreinen in toenemende mate omgevormd tot akkers, weilanden en bossen. Tegelijkertijd nam het gebruik van de resterende heidegebieden toe. Omstreeks 1900 zagen grote delen van de heide er dan ook anders uit dan het romantische beeld dat velen er tegenwoordig van hebben. Plaggen, maaïen, branden en begrazen werden vaak kleinschalig, maar zeer intensief uitgevoerd. Zeker binnen een straal van enkele kilometers van de woonkernen kwam over zeer grote oppervlakten alleen Struikheide van 10-15 cm hoog voor, zonder opslag van bomen of struiken. Dit successiestadium werd door maaïen en branden in stand gehouden, omdat de heide dan het best geschikt was als voedsel voor koeien en schapen (Burny 1999). Latere successiestadia, met oudere heideplanten (tot 80 cm hoog) en verspreide opslag, waren hooguit op de centrale delen van grote heideterreinen aanwezig, ver weg van de dorpskernen, waar de menselijke invloed veel kleiner was (zie ook kader I). In het begin van de 20<sup>e</sup> eeuw nam het gebruik van de heide snel af, door de introductie van kunstmest en de wettelijke afschaffing van de gemeenschappelijke gronden. Hierdoor is de oppervlakte heide sterk afgenomen, van 800.000 ha rond 1800, naar 100.000 ha in 1940 en 42.000 ha nu, waarvan meer dan 8.000 hectare deels bebost is (Diemont 1996). In de resterende heideterreinen vond een veroudering en nivellering van de vegetatie plaats; de heide vergaste en verboste. Deze processen worden de laatste decennia versneld door atmosferische depositie. De kwaliteit van de resterende terreinen is sterk achteruitgegaan door achterstallig beheer en de effecten van vermesting, verdroging, verzuring en versnippering. Hierop wordt in hoofdstuk 3 verder ingegaan.

#### **(foto1)**

De overgebleven heiderelicten kregen in het midden van de 20<sup>e</sup> eeuw een beschermde status. Men realiseerde zich al snel dat deze gebieden actief beheerd dienden te worden teneinde haar karakteristieke eigenschappen en levensgemeenschappen te behouden. Het natuurbeheer van de overgebleven heidegebieden is grotendeels gebaseerd op de technieken die vroeger gebruikt werden in het agrarisch heidebeheer (Gimingham 1994). Sinds het begin van het heidebeheer uit oogpunt van natuurbescherming werden herstelmaatregelen als plaggen en branden grootschalig ingezet. Op deze manier was het mogelijk om de vergrassing en verbossing in grote delen van de terreinen tegen te gaan. Hoewel het grootschalig terugzetten van de vegetatiesuccessie succesvol bleek om de 'paarse heide' te herstellen en behouden, wordt het aan het einde van de vorige eeuw steeds duidelijker dat het herstel en beheer van de levensgemeenschappen van het heidelandschap kleinschalige maatregelen en maatwerk behoeft.

#### **(Foto2)**

### 2.2 *Variatie in het heidelandschap*

Het heidelandschap wordt in dit boek in ruime zin behandeld. Heideterreinen kennen - afhankelijk van hun grootte en landschappelijke ligging - een grote variatie aan ecotopen. Normaliter worden alleen ecotopen genoemd die direct met heide geassocieerd worden, zoals droge en natte heidevegetaties, stuifzanden en vennen. Wanneer men de ligging van de heidegebieden binnen het gehele landschap bekijkt, komt hier nog een veelvoud aan rand-ecotopen bij, zoals overgangen naar droge en natte schraalgraslanden, beekdalen, hoogvenen en voedselarme bossen. Binnen de verschillende ecotopen

en op de overgangen daartussen kan een veelheid aan standplaatstypen worden onderscheiden die o.a. verschillen in:

- Voedselrijkdom: Veel bodems in heideterreinen zijn relatief voedselarm. Extreem voedselarme omstandigheden komen voor in jonge stuifzanden zonder humuslaag. Voedselrijkere plekken worden o.a. aangetroffen op de oevers van droogvallende vennen en in de (overgangen naar) aangrenzende beekdalen en agrarische gebieden.
- Zuurgraad van de bodem: De meeste heidebodems zijn zuur, maar plaatselijk kunnen (zwak) gebufferde situaties voorkomen, bijvoorbeeld waar keileem dicht aan de oppervlakte komt, op voormalige omgeploegde en/of bekalkte wildakkertjes en in (overgangen naar) aangrenzende beekdalen. Deze zwak gebufferde plekken zijn floristisch veel rijker dan de rest van het heidelandschap en (met name daardoor) ook voor faunasoorten van belang.
- Reliëf op grote tot zeer kleine schaal: Een voorbeeld van grote schaal is het bestaan van een hoog en een laag gelegen deel van het terrein, waardoor zowel droge heide, vochtige heide, natte heide als een heideven in een terrein aanwezig kan zijn. Op (zeer) kleine schaal gaat het bijvoorbeeld om steilrandjes waarin bijen en wespen kunnen nestelen.
- Microklimaat: Temperaturen kunnen extreme waarden bereiken (tot 60 graden Celcius op zuidhellingen met open zand), maar de ruimtelijke en temporele variatie in temperatuur en luchtvochtigheid is zeer groot door verschillen in o.a. vegetatiebedekking, bodemstructuur en expositie (o.a. Stoutjesdijk 1959).
- Grondwaterstand: Afhankelijk van de lokale en regionale grondwaterstromen komen locaties voor met zeer sterke wisselingen in grondwaterstand (bijv. droogvallende vennen), maar ook locaties met een zeer stabiele grondwaterstand (bijv. hoogvenen en hoogveenvenen)
- Vochtgehalte van de bodem: In stuifzanden is de bovenste laag van de bodem niet in staat water vast te houden; regenwater spoelt af (en zorgt voor watererosie) of zakt snel weg in de bodem. Laag gelegen bodems met een flink humusprofiel zijn echter vrijwel altijd vochtig.
- Bodemdynamiek. In stuifzanden is onder invloed van wind en neerslag sprake van een grote bodemdynamiek. Oude heidevegetaties echter kennen een relatief stabiele bodem.

### (foto3)

Deze grote variatie in standplaatstypen resulteert in verschillen in samenstelling en structuur van de vegetatie. Deze heterogeniteit is zeer belangrijk voor het kunnen voorkomen van complete, soortenrijke levensgemeenschappen van heideterreinen. Daarbij is het voor veel faunasoorten vaak van belang dat verschillende standplaatstypen met goede kwaliteit in een bepaalde configuratie voorkomen (zie 2.3 en hoofdstuk 3). Door het gebruik en beheer van heideterreinen kan de heterogeniteit verder verhoogd, maar wanneer niet doordacht uitgevoerd ook genivelleerd worden. Nivellering van de terreinheterogeniteit is ook een gevolg van vermessing, verzuring en verdroging en wordt voor (met name) faunasoorten als een van de belangrijkste bottlenecks gezien. (zie hoofdstuk 3)

---

## KADER I:

### **Historisch gebruik van de heide en variatie op landschapsschaal**

Het analyseren van het historisch gebruik van het heidelandschap kan het inzicht vergroten in de sturende processen die vroeger de samenstelling van karakteristieke heidegemeenschappen bepaalden. Hieronder is voor de droge heide een analyse gemaakt van de relatie tussen het historisch agrarisch gebruik van de heidegebieden en de invloed die dit landgebruik heeft gehad op de (a)biotische karakteristieken van het heidelandschap (Vogels 2005). Er zijn 6 'landschapstypen' te onderscheiden, variërend van jong stuifzand naar oude, degeneratieve heide. Deze landschapstypen (en de overgangen daartussen) hebben allemaal hun set van eigenschappen, waardoor er zowel op abiotisch als biotisch vlak een grote variatie aanwezig was. In dit heidelandschap kwam vermoedelijk een relatief divers planten- en dierenleven voor, dat in feite alleen kon bestaan omdat heideterreinen zo groot waren. Door de eigenschappen van karakteristieke dier- en plantensoorten te koppelen aan de karakteristieken

van de verschillende landschapstypen kan een inschatting worden gemaakt van de samenstelling van de levensgemeenschappen die vroeger in het heidelandschap voorkwamen. Een vergelijking van dit historische heidelandschap met de huidige situatie kan vervolgens inzicht geven in de mogelijke knelpunten die zijn ontstaan voor het voorkomen van de karakteristieke heideflora en -fauna.

---

### *2.3 Levensgemeenschappen van heidelandschappen*

Het West-Europese heidelandschap, is een cultuurlandschap wat zeer geleidelijk gedurende honderden jaren is ontstaan. Het beeld van de uitgestrekte boomloze paarse vlakte vindt haar oorsprong pas uit de laatste fase van het heidegebruik, zo rond 1750-1800. Onlangs is aangetoond dat in het begin van de vorming van het heidelandschap niet struikheide, maar eerder soorten van heischrale graslanden als Borstelgras en Hondsviooltje beeldbepalend waren (Spek 2004). Heide zoals die er nu uitziet is het product van vele honderden jaren van bodemverarming. Het statische beeld van de heide als eeuwenoude struikheidevegetatie verdient dus enige bijschaving. De flora- en faunasoorten die thuishoren in de karakteristieke levensgemeenschappen van het heidelandschap worden van nature gevonden in andere landschappen, waarin de vegetatie als gevolg van bepaalde stressfactoren niet overgaat in een bosvegetatie. Dit kan bijvoorbeeld worden veroorzaakt door voedselarmoede, zeer hoge of juist lage temperaturen of een sterke geomorfologische dynamiek. Levensgemeenschappen van heiden bestaat dan ook uit een unieke combinatie van soorten uit steppes, hooggebergte, boreale gebieden, halfwoestijnen en rivier- en kustduinen. De samenstelling van heidegemeenschappen verschilt tussen heideterreinen en is zowel afhankelijk van het karakter van het terrein (aanwezige ecotopen, vochtgradiënt, landschappelijke inbedding) als van de gebruiks- en beheersgeschiedenis van het terrein. Plantensoorten en sommige faunasoorten doorlopen hun hele levenscyclus in één specifieke ecotoop of overgang tussen ecotopen (micro-schaal of standplaatsniveau). Andere faunasoorten maken gebruik van verschillende (overgangen tussen) ecotopen (meso-schaal) of maken gebruik van een groot deel van het heidelandschap (macro- of landschapsschaal), al dan niet in combinatie met andere landschapselementen zoals bossen en beekdalen. Door de grote variatie in eigenschappen en ruimtegebruik zal een bepaalde herstelmaatregel voor sommige soorten van de levensgemeenschap gunstig zijn, voor andere soorten uit die gemeenschap kan de maatregel neutraal uitpakken of negatief werken.

Veel dier- en plantensoorten in het heidelandschap zijn aangepast aan relatief voedselarme, meest zure tot zwak gebufferde omstandigheden. De meest extreme condities (m.n. in voedselarmoede, zuurgraad, temperatuur en bodemdynamiek) doen zich voor in droge heide en (overgangen naar) stuifzanden. Beeldbepalende plantensoorten zijn o.a. Struikheide en Buntgras en er komen veel korstmossoorten voor. De faunagemeenschappen van deze delen zijn soortenarm, maar herbergen wel zeer karakteristieke soorten. Voorbeelden daarvan zijn Tapuit, Duinpieper, Zandhagedis, Blauwvleugelsprinkhaan, Kleine Heivlinder en Grijs Spinnendoder (Bakker et al. 2003). De (zwak)gebufferde locaties in droge heide komen meestal voor waar keileem vlak aan de oppervlakte ligt. Op deze locaties komen andere plantensoorten voor, zoals Stekelbrem, Verfbrem, Tormentil en Hondsviooltje. Voor een aantal faunasoorten zijn deze locaties zeer belangrijk, vooral vanwege de aanwezigheid van specifieke waard- en voedselplanten. Voorbeelden zijn de Grote Parelmoervlinder, Tormentilbij en Oranje Zandbij (Bink 1992, Peeters et al. 2001). In vochtige heideterreinen heersen minder extreme microklimatologische condities. De meest dominante plantensoorten zijn Gewone Dopheide en Pijpenstrootje. Op iets meer gebufferde plekken komen daar soorten bij als Heidekartelblad en Klokjesgentiaan. Typische faunasoorten van vochtige heide zijn Levendbarende Hagedis en Gentiaanblauwtje. Tenslotte zijn er een aantal faunasoorten die op landschapsschaal gebruik maken van het heidelandschap, zoals het Korhoen en de Heidehommel. Het Korhoen broedt in ruigere vegetaties in open heidevelden vanwege de lage dichtheid aan predatoren. Ook de mannetjes maken van open heidevegetatie gebruik om te baltsen. Voor de overleving van de kuikens in de eerste weken moet echter in de nabijheid voldoende voedsel aanwezig zijn in de vorm van insecten. Hiervoor wordt uitgeweken naar dichte kruidenrijke vegetaties in extensief agrarisch gebied, wildakkers of beekdalen die grenzen aan de heide. De oudere kuikens en volwassen dieren

foerageren op plantaardig voedsel, vaak langs boszomen aan de randen van heideterreinen (Nieuwold 1996). De Ericabij is voor het larvevoedsel in Nederland gespecialiseerd op stuifmeel van Gewone Dopheide. De soort komt dus alleen voor wanneer vochtige heide aanwezig is. Het nest wordt echter gegraven in open droge zandige plekken. Voor de bekleding van de binnenkant van het nest is deze behangersbij afhankelijk van blad en schors van loofbomen zoals berken (Peeters *et al.* 2001).

### **3 Invloed van ver-factoren op de levensgemeenschappen van heide**

#### ***3.1 Achteruitgang van de levensgemeenschappen van het heidelandschap***

De kwaliteit van de resterende heideterreinen is de afgelopen decennia sterk achteruitgegaan door achterstallig beheer en de effecten van vermessing, verdroging, verzuring en versnippering. Dit heeft grote gevolgen voor de levensgemeenschappen van deze heideterreinen. Veel karakteristieke plantensoorten die afhankelijk zijn van voedselarme, zwak gebufferde omstandigheden gaan sterk achteruit (o.a. De Graaf 2000, Bobbink *et al.* 2005). Ook voor veel karakteristieke faunasoorten van heideterreinen wordt een negatieve trendesignaleerd. Zoals uit paragraaf 2.1 blijkt kan het heidelandschap enkel blijven bestaan bij actief beheer. Deze noodzaak voor beheer is als gevolg van ver-factoren alleen maar toegenomen. Toch geven veel faunadeskundigen aan dat ongelukkig uitgevoerd beheer een belangrijke oorzaak is voor de achteruitgang van veel karakteristieke diersoorten van de heide. Dit komt vooral omdat bij de uitvoering van herstel- en beheermaatregelen tot voor kort vrijwel alleen met abiotiek en vegetatie rekening wordt gehouden en nauwelijks met de fauna. Zo wordt ten aanzien van reptielen door deskundigen gesteld dat begrazing en grootschalig plaggen één van de belangrijkste bedreigingen vormen voor deze groep, belangrijker nog dan de effecten van verzuring, verdroging en vermessing. Dit wordt in de eerste plaats geweten aan de grootschaligheid, intensiteit en snelheid waarmee tot voor kort herstelmaatregelen werden uitgevoerd. In de tweede plaats is ook de locatiekeuze en de timing van uitvoering van belang. In hoofdstuk 4 komen deze onderwerpen uitgebreid aan bod.

#### **3.2. Mechanismen achter de aantastende werking van ver-factoren**

Hieronder is voor de verschillende ver-factoren uitgewerkt via welke mechanismen zij de levensgemeenschappen van het heidelandschap beïnvloeden. Er wordt zowel ingegaan op de directe effecten van de verschillende ver-factoren (paragraaf 3.2.1) als op de indirecte effecten. Deze indirecte effecten hebben voor een groot deel te maken met de nivellering van de variatie in het heidelandschap (paragraaf 3.2.2) en de doorwerking van ver-factoren in het voedselweb (paragraaf 3.2.3).

De effecten van vermessing, verzuring, verdroging en versnippering zijn lang niet altijd van elkaar te scheiden. Vaak spelen er meerdere ver-factoren tegelijkertijd en deze factoren kunnen elkaar beïnvloeden. Wanneer sprake is van interferentie tussen de verschillende ver-factoren wordt dit in de teksten behandeld.

##### ***3.2.1 Directe effecten van ver-factoren***

###### ***Vermesting***

Van vermessing (eutrofiëring) wordt gesproken wanneer voedingsstoffen aan het heidesysteem worden toegevoegd. Het gaat vrijwel uitsluitend om stikstofverbindingen. De belangrijkste vorm van vermessing vindt plaats door de sterke toename van stikstofdepositie uit de lucht. Daarnaast kan uit aangrenzende agrarische gebieden stikstof inspoelen via het grondwater. 'Interne vermessing' kan optreden wanneer opgehoopt organisch materiaal versneld wordt afgebroken en daaruit voedingsstoffen beschikbaar komen. Dit gebeurt wanneer er zuurstof in een anaëroob systeem komt (bijv. in bodems van vennen bij verdroging) of wanneer de pH wordt verhoogd in een zuur systeem (bijv. door bekalking van heide of inlaat van gebufferd water).

Door vermessing wordt de van nature aanwezige stikstoflimitatie opgeheven, met een versnelde groei van lagere en hogere planten als gevolg. Hierdoor verloopt de vegetatiesuccessie sneller en verandert de samenstelling, structuur en voedselkwaliteit van de vegetatie. Als gevolg van vermessing treedt vergrassing op. Hoge, breedbladige grassoorten zoals Bochtige Smele en Pijpenstrootje kunnen zeer efficiënt gebruik maken van de hoge beschikbaarheid van stikstof. Door een sterke toename in groei van deze soorten ontstaat er concurrentie om licht, waarbij kleine kruidachtigen en lage smalbladige grassen zoals Schapegras en Buntgras het afleggen. Ook Dopheide en Struikheide kunnen op deze manier verdwijnen.

Aanrijking van stikstof veroorzaakt zeer waarschijnlijk een versnelde ontwikkeling van algenmatten in open stuifzand en open zandige plekken in droge heide. De vestiging van algen (blauw- en groenwieren) is een natuurlijk proces bij de vastlegging van stuifzanden. Algen vormen een dunne korst in de bovenste zandlaag en stabiliseren het open zand (verkitting). Uit labexperimenten blijkt dat zonder algenkorst 75 maal meer zand verwaaid dan met een dunne algenkorst, en 300 maal meer dan met een dikke algenkorst (Van den Ancker & de Winder 1985). Door de versnelde stabilisatie en de dikkere algenmat neemt het vochtbergend vermogen en het gehalte organische stof en nutriënten toe en kunnen hogere planten, mossen en korstmossen zich sneller vestigen. Wind- en watererosie wordt hierdoor tegengegaan, waardoor buffering van de bodem door (iets kalkrijker) stuivend zand minder plaatsvindt en open zandige plekken nog sneller dichtgroeien. Mogelijk verhindert een dikke algenlaag dat sommige ongewervelden in het zand kunnen graven of wordt het microklimaat te koel en vochtig voor de ontwikkeling van eieren en larven van faunasoorten in de bodem.

#### **(Foto 4)**

In vennen kan vermessing leiden tot versnelde vegetatiesuccessie en verlanding, in open water tot algenbloei, waardoor zuurstofloze condities in water en bodem ontstaan. De effecten hiervan op de fysiologie van dieren zijn nauwelijks onderzocht. Larven van libellen blijken tegen lage zuurstofconcentraties slechts enkele dagen bestand. Van pantserjuffers is bekend dat ze bij zuurstofgebrek elkaars zuurstofopnemende lamellen opeten om de eigen concurrentiepositie te verbeteren. Door slibophoping op de bodem verdwijnen soorten die afhankelijk zijn van een zandige bodem, bijvoorbeeld doordat een lichtbruine lichaamskleur niet meer als schutkleur fungeert.

Vermesting leidt tot veranderingen in de voedselkwaliteit van planten en bovendien tot een verandering in de groeicyclus van planten. Er treedt versnelde groei op en het eiwitgehalte in de plant zal in eerste instantie stijgen. Rupsen van vlindersoorten die gedurende korte tijd in het voorjaar foerageren, zullen hiervan voordeel ondervinden. Rupsen die pas in het late voorjaar of de zomer uitkomen, worden benadeeld omdat de daling van de voedingswaarde van de planten versneld plaatsvindt. Voor het Veenhooibeestje kan de achteruitgang van de groeicondities van de waardplanten een belangrijke bottleneck vormen, aangezien het blad van gras of zegge gedurende een periode van minstens 150 dagen voldoende voedingswaarde moet bezitten (pers. med. F. Bink). Door de veranderde groeicyclus van Struikheide is ook het aantal plagen van het Heidehaantje toegenomen (De Smidt & Brunsting 1990; Van der Heide *et al.* 1981), aangezien de larvale ontwikkeling van deze keversoort nu samenvalt met de periode waarin deze plant een hoge voedingswaarde heeft. Door deze hogere voedingswaarde van de planten wordt de predatiegevoelige larvale fase in de levenscyclus verkort en is de blootstellingstijd aan predatoren kleiner geworden. Verder leidt een verhoogde voedingswaarde tot een verhoogd reproductiesucces van de adulten (Brunsting & Heil 1985). Door de grote hoeveelheden Struikheide die het Heidehaantje consumeert, hebben deze plagen een grote invloed op de vegetatiestructuur en de diversiteit van de vegetatie. Na een plaag kan sterke vergrassing optreden als gevolg van de gunstigere lichtomstandigheden voor grassen, in combinatie met de hoge beschikbaarheid van voedingsstoffen.

Door een onbalans van stoffen worden sommige plantensoorten kwetsbaarder voor stress. Struikheide in gebieden met een hoge stikstofdepositie is in het voorjaar gevoeliger voor vorst en in de zomer voor droogte, waardoor het risico op afsterven groter is. Herbivoren die in het voorjaar foerageren kunnen dan ook alleen profiteren van de toegenomen stikstofdepositie, indien de stress bij de voedselplant niet toeslaat (Bink 1992).

In het water heeft vermessing mogelijk negatieve gevolgen voor de kwaliteit van het organisch materiaal. Achteruitgang van de kwaliteit van het detritus is voor detritivoren vermoedelijk een belangrijke bottleneck. In kalkarme wateren vindt van nature een geleidelijke afbraak plaats. Veel specialistische detritivore soorten (muggen en wormen) zijn hierop ingesteld. Bij vermessing kunnen deze soorten zich moeilijk aanpassen aan de veranderingen die in het dode materiaal plaatsvinden. Mogelijk omdat de voedingswaarde van het detritus te snel verdwijnt (Patience *et al.* 1983), zodat het slib voor hen snel waardeloos wordt of in de voor hen belangrijke perioden van het jaar geen voedingswaarde heeft, of omdat er effecten op de fysiologie zijn.

### **Verzuring**

Verzuring treedt op wanneer chemische verbindingen in het heidesysteem terecht komen die H<sup>+</sup>-ionen afscheiden. De belangrijkste stof die in Nederland verzuring veroorzaakt is ammoniak, dat vrijwel geheel afkomstig is uit de intensieve landbouw. Daarnaast zorgen stikstofoxiden en zwaveldioxide - met name afkomstig van industrie en wegverkeer - voor verzuring. In grondwatergevoede systemen kan verdroging het wegvallen van de aanvoer van bufferende kationen tot gevolg hebben en daarmee tot verzuring leiden. Bij verzuring daalt de pH van bodem en water. Verzuring leidt tot het wegvallen van de carbonaat-buffering. Hierdoor verdwijnt de buffercapaciteit van de bodem en het water. Calcium, ijzer, magnesium en aluminium worden gemobiliseerd en spoelen na een piek in de beschikbaarheid versneld weg uit de bovenste lagen van de bodem. Daarbij zijn hoge concentraties van opgelost aluminium giftig voor veel plantensoorten (De Graaf 2000).

Door de daling van de pH, toxische effecten van opgeloste metalen, verlaging van de buffercapaciteit en veranderde nitraat/ammonium-verhoudingen verdwijnen karakteristieke plantensoorten van voedselarme, zwakgebufferde omstandigheden. In droge heides en schraallanden verdwijnen soorten als Valkruid, Rozenkransje, Hondsviooltje, Wilde Tijm en Zandblauwtje (De Graaf *et al.* 1994). Hiervoor komen nitrofiële en zuurtolerante grassen en mossen in de plaats, zoals Bochtige Smele, Pijpenstrootje en Grijs Kronkelsteeltje. Verzuring (meestal in combinatie met vermessing en/of verdroging) leidt in heidevennen tot het verdwijnen van karakteristieke plantensoorten van voedselarme en zwakgebufferde milieus.

### **(Foto 5)**

In zwakgebufferde wateren gaat het om soorten uit het Oeverkruid-verbond (o.a. Oeverkruid, Moerashertshooi, Waterpostelein) en het Zomp- en Gewone zeggeverbond (o.a. Egelboterbloem). In zwakgebufferde natte heides verdwijnen soorten uit het Biezenknoppen-Pijpenstrootjesverbond (o.a. Parnassia, Spaanse ruit, Blauwe knoop, Klokjesgentiaan). Hiervoor komen nitrofiële en zuurtolerante grassen en russen in de plaats, zoals Knolrus in vennen en Pijpenstrootje in natte heide.

Er is veel bekend over de directe effecten van verzuring op de fysiologie van watermacrofauna, vissen en amfibieën. Door het continue contact met water in het aquatisch milieu lijken directe effecten van verzuring op de fysiologie van dieren belangrijker te zijn dan in het terrestrisch milieu. Toch wordt voor de meeste faunasoorten van vennen en zwakgebufferde wateren verwacht dat de directe gevolgen van verzuring van ondergeschikt belang zijn ten opzichte van indirecte effecten, zoals het verdwijnen van open water door verdroging en versnelde vegetatiesuccessie. Waterorganismen met een grote calciumbehoefte (mollusken, kreeftachtigen) worden geconfronteerd met problemen door het versneld uitspoelen van kationen (m.n. calcium) als gevolg van zure neerslag. Voor veel watermacrofaunasoorten resulteert een verlaging van de pH in een aantasting van achtereenvolgens de calciumregulatie, de natriumregulatie, het zuur-base evenwicht en uiteindelijk de ademhaling (Havas 1981). Voor vissen is een heel scala aan fysiologische effecten aangetoond, uiteenlopend van kieuwbeschadigingen en verstoord metabolisme tot verlaagd uitkomstsucces van de eieren (o.a. Peterson *et al.* 1982). Vergelijking met historische gegevens wijst uit dat in veel Nederlandse vennen de vissamenstelling is veranderd. Vaak zijn soorten of zelfs hele visgemeenschappen verdwenen als gevolg van verzuring. In tenminste 67% van de tegenwoordig extreem zure wateren heeft vroeger vis gezeten. Wateren met pH < 5 waren over het algemeen visloos, hoogstens is de zuurtolerante Amerikaanse Hondsvijl aanwezig (Leuven *et al.* 1987). Voor amfibieën zijn effecten op het reproductiesucces veelvuldig aangetoond. De sterftkans van eieren van de Heikikker blijkt tot 95% toe te nemen als de pH van het water daalt van 5,0 naar 3,5 (o.a. Leuven *et al.* 1986). Sommige



soorten amfibieën zijn in staat om alternatieve niet-verzuurde eiafzetplekken op te zoeken. Heikikkers zetten hun eieren normaliter in vennen af, maar in natte jaren kunnen ze zich ook in ondiep water op oevers, in natte heide en zelfs op bospaden succesvol voortplanten.

Verzuring kan een negatief effect hebben op de conditie en het eiwitgehalte van Struikheide, met name in droge terreinen. De rups van het Heideblauwtje, die leeft van de groeipunten van Struikheide en afhankelijk is van een hoog eiwitgehalte, heeft zich daarom vermoedelijk verplaatst naar vochtigere heide, waar de conditie voor deze plantensoort beter zou zijn (Bink *et al.* 1998). **(foto 6)**

Bodemverzuring vergroot de biologische beschikbaarheid van cadmium, kwik, aluminium, lood en andere metalen voor planten en bodemdieren. Sommige plantensoorten verdwijnen wanneer aluminium toxische waarden bereikt (De Graaf 2000). Wanneer zware metalen worden gemobiliseerd komen ze gemakkelijker in de voedselketen (in het heidelandschap vooral door schimmels, mosmijten en springstaarten) en neemt de kans op vergiftiging van organismen toe. Verschillende studies hebben uitgewezen dat ook grotere dieren in verzuurde milieus meer metalen opnemen dan in niet-verzuurde milieus, o.a. cadmium in Korhoenders en Edelherten, Wilde Zwijnen en runderen op de arme zandgronden (Niewold 1996). Over mogelijke effecten van bioaccumulatie op reproductief succes, overleving en populatiegrootte van deze dieren is nauwelijks iets bekend. De effecten komen deels overeen met de effecten van calciumdeficiëntie. Detailstudies wijzen uit dat beide werkingsmechanismen verantwoordelijk kunnen zijn, afhankelijk van de bodemeigenschappen ter plekke en het foeragegedrag van de soort (Graveland 1998). Desondanks verwachten deskundigen dat bioaccumulatie hoogstens voor een beperkt aantal gevoelige soorten een daadwerkelijke bottleneck in het huidige heidelandschap is. Effecten van toenemende aluminium-, lood- en ijzerconcentraties op de fysiologie en overleving van watermacrofauna zijn meermaals aangetoond (o.a. Witters *et al.* 1984). Toch wordt ook hier niet verwacht dat de toename van metaalconcentraties als gevolg van verzuring een belangrijke bottleneck is voor de meeste diersoorten van heidevennen.

### ***Verdroging***

Verdroging vindt plaats wanneer er water uit een gebied wordt verwijderd of wanneer de watertoevoer vanuit de omgeving wordt verminderd of gestopt. Dit kan zowel veroorzaakt worden door actieve ontwatering (graven van sloten en greppels) als door een verhoogde verdamping van water door de aanplant van (naald)bomen. Verdroging leidt tot lagere grondwaterstanden, waardoor de gemiddelde waterstand daalt. Waterstandsfluctuaties nemen vaak toe doordat de watermassa regenwaterafhankelijk wordt. Door een verminderde aanvoer van bufferende stoffen kan verzuring optreden. Een hogere mineralisatie van organisch materiaal als gevolg van betere doorluchting heeft een verhoging van de beschikbaarheid van voedingsstoffen tot gevolg (interne vermisting).

Door verdroging verdwijnen plantensoorten die gebonden zijn aan continu natte of vochtige omstandigheden. Soorten die diep wortelen en soorten die tegen sterk wisselende waterstanden kunnen zich uitbreiden. Voorbeelden zijn Riet, **Pijpestrootje** en Grauwe Wilg. Soorten die afhankelijk zijn van een continu waterpeil – zoals veenmossen - zullen als eerste verdwijnen.

### **(foto 7)**

Deskundigen beschouwen verdroging als één van de belangrijkste bottlenecks voor (semi-)aquatische dieren van vennen, zwakgebufferde wateren en hun oevers. Het kleinere watervolume, ook als gevolg van versnelde verlanding, beperkt in het algemeen hun levensruimte. Eieren en larven van watermacrofauna sterven door uitdroging. Voor larven geldt dit met name als ze zich niet in een vochtige bodem kunnen terugtrekken. Sommige soorten doen dit van nature nauwelijks, in andere gevallen maakt de aard van de bodem dit onmogelijk. Bovendien stagneert de ontwikkeling van larven in een droge periode. Het gaat er niet alleen om dat een water vaker en langer droogvalt, maar vooral ook op welk moment dat gebeurt, omdat dit interfereert met de levenscyclus van dieren. Voor amfibieën spelen vergelijkbare processen een rol onder invloed van verdroging: eieren kunnen niet worden afgezet of kunnen zich niet ontwikkelen, de overwinteringsmogelijkheden verminderen (verhoogd risico op doodvriezen in waterbodem), de kans op het ontwijken van predatoren vermindert.

Bij vogels leidt verdroging in het algemeen tot een afname van alle bewoners van wateren, moerassen en oevers, omdat minder geschikt habitat aanwezig is (Bink *et al.* 1998). De achterliggende oorzaken moeten met name worden gezocht in de afname van geschikte broedplekken en de afname van foerageergebied. Daarnaast kunnen geschikte prooidieren verdwijnen door veranderingen in het voedselweb (zie 3.4).

Ook in natte heide vormen verdrogingsproblemen een belangrijke bottleneck in het voorkomen van dieren. Eieren van o.a. de Moerassprinkhaan zijn hygroofiel en hebben af en toe inundatie nodig. De eieren van Sabelsprinkhanen (Waaronder heidekarakteristieke soorten als Wrattenbijter, Heidesabelsprinkhaan en Zadelsprinkhaan) zijn in sterke mate afhankelijk van vochtige bodemcondities tijdens de embryonale ontwikkeling. De genoemde karakteristieke heidesoorten zijn allemaal in enige mate aangepast aan incidentele droge perioden doordat de embryonale ontwikkeling voor een bepaalde periode kan worden stopgezet (diapauze). De duur van de diapauze kan bij deze soorten ook nog eens variëren. Zo is van de Wrattenbijter bekend dat sommige eitjes tot 7 jaar in diapauze blijven (Ingrisch & Köhler, 1998). Dit maakt populaties van deze soorten goed bestand tegen incidentele droogte, maar chronisch droge omstandigheden als gevolg van verdroging leiden onherroepelijk tot uitsterven van de populatie. Ook voor een aantal soorten reptielen is verdroging een belangrijk probleem. Labexperimenten hebben uitgewezen dat Levendbarende Hagedissen niet met continu droge omstandigheden om kunnen gaan, ze verliezen dan teveel vocht (Strijbosch 1986). De groeisnelheid en het activiteitsniveau van Levendbarende Hagedissen bleken af te nemen naarmate de beschikbaarheid van water lager was, vooral in populaties die in natte habitats voorkomen (Lorenzon *et al.* 1999). **(foto 8)**

### **Versnippering**

Vermesting, verzuring en verdroging zijn ver-factoren die de abiotische kwaliteit van het heidelandschap aantasten, en daarmee een cascade aan abiotische en biotische veranderingen veroorzaken. Versnippering vermindert op een andere manier de kwaliteit van natuurgebieden, namelijk door het isoleren van (deel)gebieden, waardoor noodzakelijk migratie van organismen tussen die (deel)gebieden niet meer mogelijk is. Deze migratie heeft enerzijds betrekking hebben op individuen die andere terreinen bereiken en daar een nieuwe populatie opbouwen of de genetische variatie van een bestaande populatie vergroten. Anderzijds heeft versnippering betrekking op individuen die verschillende onderdelen van een landschap nodig hebben voor het voltooien van hun levenscyclus. Afhankelijk van de actieradius van verschillende soorten planten en dieren speelt versnippering op grote schaal (tussen gebieden) tot kleine schaal (binnen gebieden). Hoewel versnippering niet direct tot de ver-factoren behoort die door OBN worden gedekt, heeft het herstelbeheer hier wel mee te maken.

Het probleem van versnippering geldt met name voor de heidegebieden, welke door ontginning en bosaanplant in sterke mate in oppervlakte achteruit zijn gegaan. Als gevolg van deze versnippering zijn veel populaties in de Nederlandse heidegebieden geïsoleerd geraakt. Uitwisseling van soorten tussen deze gebieden is niet meer mogelijk. Juist geïsoleerde, kleine populaties hebben een grotere kans op uitsterven, als gevolg van een grotere uitstervingskans door incidentele stress en een lagere genetische variatie door inteelt (Vergeer, 2005). Het uitsterven van een populatie kan dan betekenen dat deze soort voorgoed verdwenen is in het gebied. Dit geldt vooral voor soorten met een slechte dispersiecapaciteit en planten met een kortlevende zaadbank.

Er kunnen zich situaties voordoen waar heidegebieden (na herstelmaatregelen) ondertussen weer uitermate geschikt zijn voor de soorten die in het verleden als gevolg van ver-factoren uit deze gebieden verdwenen zijn, maar deze soorten als gevolg van de geïsoleerde ligging van deze gebieden niet meer op eigen kracht deze gebieden kunnen herkoloniseren (Vergeer, 2005). In deze gevallen kan men overwegen om tot herintroductie over te gaan. De regel voor wel of niet overgaan tot herintroductie is in de eerste plaats deze: de soort moet vroeger in het gebied aanwezig zijn geweest en door menselijk toedoen verdwenen zijn.

In Nederland zijn verscheidene herintroductiepogingen ondernomen voor zowel plant- als diersoorten, met verschillend succes. In heidegebieden zijn experimenten uitgevoerd met Valkruid, Klokjesgentiaan en Blauwe knoop (Vergeer, 2005). Uit deze experimenten bleek dat herintroductie van deze planten het beste kan worden bewerkstelligd door het bronmateriaal te verzamelen van

meerdere individuen uit meerdere, grote populaties. Het risico op inteelt van de ge-herintroduceerde populatie wordt op deze manier zo klein mogelijk gehouden. In dit onderzoek werd geen negatief effect van de afstand van het bronmateriaal en de plaats van herintroductie op het succes van deze maatregel gevonden. In het hieronder beschreven voorbeeld wordt de afkomst van het bronmateriaal wel degelijk als belangrijke bepalende factor voor het slagen gezien.

Van de groep van insecten zijn met name vlinders veelvuldig ge-herintroduceerd. Van deze groep is relatief veel onderzoek verricht aan het slagen dan wel falen van herintroductie. Mislukken van herintroductie blijkt vooral afhankelijk te zijn van 1) een verkeerde inschatting van de locatie als geschikt habitat; 2) een verkeerde timing van uitzetten en/of verkeerde levensstadium dat uitgezet wordt; 3) geografische verschillen tussen de oorsprong van de donorpopulatie en de locatie van herintroductie, wat als gevolg kan hebben dat de donorpopulatie niet is aangepast aan de omstandigheden van de herintroductielocatie en 4) geen rekening houden met het migratiegedrag van de soort (Bink, 2000). Samengevat is de slagingskans van herintroductie dus afhankelijk van de hoeveelheid kennis over zowel de ecologie van de soort als de plaats van herintroductie.

### ***3.3 Nivellering van variatie binnen het heidelandschap***

Vermesting, verzuring en verdroging leiden tot een nivellering van de variatie binnen het heidelandschap. Verschillen tussen voedselarme en -rijke plekken, (zwak) gebufferde en zure omstandigheden en droge en natte terreindelen worden kleiner. Daarnaast leiden deze ver-factoren tot een hogere totale biomassagroei van de vegetatie (verruiging) en tot vegetaties die worden gedomineerd door één of enkele plantensoorten. Versnippering leidt in veel gevallen tot kleine, scherp begrensde natuurgebieden, waarin weinig ruimte is voor variatie en geleidelijke overgangen naar andere landschapstypen ontbreken. Verschillende ecotopen gaan steeds meer op elkaar lijken en daarmee verdwijnen tevens de (vaak geleidelijke) gradiënten tussen die ecotopen. Op welke schaal nivellering van het landschap een belangrijke rol speelt hangt af van het ruimtegebruik van de dier- of plantensoorten die worden bekeken. **(foto 9)**

Een belangrijk probleem waarmee alle planten- en diersoorten van het heidelandschap mee te maken hebben, is dat de van oorsprong aanwezige variatie en gradiënten (bijv. open-dicht, nat-droog, hoog-laag) zijn verdwenen, waardoor het aantal niches is afgenomen (o.a. Hornman 1996). Veldonderzoek naar het belang van terreinheterogeniteit voor flora of fauna is echter schaars, terwijl veel deskundigen het toch als de belangrijkste bottleneck voor karakteristieke soorten in alle ecotopen van het heidelandschap beschouwen. Het aanwezig zijn van goed ontwikkelde gradiënten is niet alleen erg belangrijk binnen het heidelandschap, maar ook op de overgangen naar andere landschappen (bossen, schraallanden en agrarisch gebied). Met name dieren die op macro- of mesoschaal van het landschap gebruik maken (vogels, zoogdieren, vlinders) zijn afhankelijk van deze overgangen.

De belangrijkste aantasting door nivellering is waarschijnlijk het verdwijnen van variatie in structuur en mozaïekpatronen. Diverse studies wijzen uit dat voor de fauna de structuur van de vegetatie vaak belangrijker is dan de soortensamenstelling. Het door elkaar voorkomen van open zandige plekken, lage, hoge en open en dichte vegetaties is vaak essentieel om aan de voorwaarden van verschillende fasen in de levenscyclus te voldoen.

#### *Dichtgroei van open zandige plekken*

De afname van open zand wordt door deskundigen beschouwd als één van de belangrijkste problemen voor veel sprinkhanen, loopkevers, dagvlinders, bijen, wespen, reptielen en vogels van droge heide en stuifzand. Het is niet zozeer de afname van de oppervlakte actief stuifzand dat voor de meeste faunasoorten belangrijk is, alswel de afname van het aantal plekken open zand dat aanwezig is in kleinschalige mozaïekpatronen met Buntgras- of Struikheidevegetaties. Deze plekken zijn voor faunasoorten belangrijk voor verschillende doelen: eiafzet, nestbouw, ontwikkeling van eieren en larven, thermoregulatie van juveniele en adulte dieren, fourageren, ingraven, baltsen, jagen, overwinteren, etc. Heideblauwtjes hebben een voorkeur voor stukjes kale bodem tijdens de eiafzet. De vlinders komen aanvliegen op een open stuk, waarna ze naar de onderkant van de waardplant lopen om daar de eieren af te zetten. Ook hun waardmieren hebben open zand nodig, omdat ze daar hun nesten bouwen (De Jong 1995). De vangtrechters van de mierenleeuw *Myrmeleon formicarius* bevinden zich op onbeschutte kale plekken. Wel moet rondom vegetatie (vaak mos) of een

strooisellaag aanwezig zijn, die de trechters enerzijds behoedt tegen overstuiven en anderzijds stevigheid verleent tegen instorting en voorkomt dat het omringende zand gaat wandelen (Boer 1999). **(foto 10)** Voor sommige vogels zijn open zandige plekken nodig voor de nestbouw, bijvoorbeeld voor de Griel (Green & Griffiths 1994).

#### *Nivellering van variatie in vegetatiestructuur*

Ook variatie in de structuur van Struikheideplanten is belangrijk. Elk successiestadium van de heide herbergt een verschillende samenstelling aan ongewervelden. De hoogte bleek de meeste variatie in het aantal vliederrupsen te verklaren. Hogere (en dus oudere) Struikheide biedt niet alleen meer ruimte en voedsel, maar ook de relatief grotere strooisellaag onder de plant biedt een goede overwinteringsplaats voor poppen van bepaalde vlindersoorten. Ter illustratie: in een Struikheide van 55 centimeter hoog kwamen 50 keer zoveel larven van de nachtvlinder *Hydriomena furcata* voor dan in Struikheide van 35 centimeter (Haysom & Coulson 1998).

In wateren resulteert het verdwijnen van wortelende planten in het wegvallen van specifieke vegetatiestructuren. Hierdoor neemt het aantal verschillende mogelijkheden voor eileg, overwintering, predatie en herbivorie af. Tevens wordt het aantal schuilmogelijkheden minder. De verdwijning van bijvoorbeeld fonteinkruiden vormt waarschijnlijk een belangrijk probleem voor de Speerwaterjuffer. Deze waterplanten zijn van belang voor de eiafzet. De larven van de Speerwaterjuffer leven tussen de stengels van bepaalde planten (Snavelzegge, fonteinkruiden, Veenpluis). Met de verdwijning van deze vegetatiestructuren verdwijnt ook de Speerwaterjuffer.

#### *Nivellering van het microklimaat*

Wanneer lage, open vegetaties worden vervangen door hoge, gesloten vegetaties verandert ook het microklimaat van droog met grote temperatuurverschillen tussen dag en nacht, naar constanter, koeler en vochtiger. Dit is onder andere gemeten in vegetaties waarin Schapegras gaat domineren ten koste van Buntgras (Biermann & Daniels 1997). Zowel door vergrassing, vermossing, veralging als door strooiselophoping en afname in microreliëf vermindert de hoeveelheid zoninstraling op de bodem en de mate van absorptie en uitstraling van warmte door de bodem. Daarnaast vindt er in dichte vegetatie veel minder verdamping plaats dan in open vegetaties. Nivellering van het microklimaat wordt gezien als één van de belangrijkste bottlenecks in het voorkomen van karakteristieke loopkevers, sprinkhanen en dagvlinders van droge heide en stuifzand.

Vooraf voor koudbloedigen die afhankelijk zijn van warme en droge omstandigheden kan nivellering van het microklimaat een grote bottleneck vormen, met name tijdens de ontwikkeling van eieren en larven. Van sprinkhanen worden de ontwikkelingssnelheid en de overleving van de eieren, de ontwikkeling van de nymfen en de eiproductie van de imago's sterk beïnvloed door het microklimaat (o.a. Ingrisch 1986). In een verruigde vegetatie is de temperatuur lager, wat de ontwikkelingstijd van de eieren verlengt. Soorten waarvan de eieren relatief lang nodig hebben om zich te ontwikkelen, hebben op deze manier niet genoeg tijd om de levenscyclus te voltooien voordat de winter zich aandient (van Wingerden, 1991, Kleukers *et al.* 1997). Dit geldt ook voor onder andere predatore spinnen, wespen en loopkevers (De Molenaar & Bink 1994). Voor loopkevers is vooral in het larvale stadium de temperatuur bepalend voor de ontwikkelingsduur. Daarnaast is de temperatuur tijdens de ontwikkeling sterk bepalend voor de uiteindelijke lichaamsgrootte, en de daaraan gekoppelde vruchtbaarheid (Van Dijk 1994; Ernsting & Huyer 1984). Willott (1997) toonde aan dat het opwarmings- en afkoelingsgedrag (thermoregulatie) van volwassen sprinkhanen bepaald wordt door fysiologische eigenschappen van de afzonderlijke soorten. Zo blijkt het Knopsrietje niet in staat te zijn om de lichaamstemperatuur te verhogen bij een lage luchttemperatuur, de soort is daardoor afhankelijk van directe zoninstraling en gebonden aan zeer open vegetaties. Het Wekkertje echter kan de lichaamstemperatuur niet verlagen bij hoge luchttemperaturen en is daardoor gebonden aan dichte vegetaties met een koeler microklimaat. Volwassen individuen van de Europese Treksprinkhaan blijken bewust van zeer warme microhabitats gebruik te maken om via een 'hittekuur' van schimmelinfecties te genezen (Ouedraogo *et al.* 2004), een strategie die waarschijnlijk ook voor andere sprinkhaansoorten geldt. Het risico op predatie tenslotte blijkt een belangrijke bepalende factor voor het verplaatsingsgedrag van sprinkhanen van open naar beschutte plekken in de vegetatie (Pitt 2000). De rupsen van de Heivlinder hebben een hogere overlevingskans in de winter als het

microklimaat extreem is (sterke wisselingen in koud-warm en nat-droog). Is dat niet het geval, dan vindt vaak aantasting plaats door schimmels en ziekten (Bink 1992).

**(foto 11)**

*Verdwijnen van voedselbronnen door nivellering van vegetatiesamenstelling*

Het wegvallen van plantensoorten waarvan de bloeiperiodes elkaar opvolgen zorgt voor onoverkomelijke gaten in het voedselaanbod, wanneer nectar gedurende een langere periode aanwezig moet zijn, zoals voor hommels die in de loop van de zomer een kolonie opbouwen.

Soorten als Bochtige Smele of Pijpenstrootje zijn ongeschikt als voedselplant voor veel (gespecialiseerde) herbivoren, bijvoorbeeld voor de drie soorten karakteristieke dagvlinders van stuifzanden (Kleine heivlinder, Kommavlinder, Heivlinder; Bink 1992). Buntgras, dat hier eigenlijk thuishoort, is wel een geschikte voedselplant. In droge heide gaat het verdwijnen van karakteristieke kruiden gepaard met een vermindering van de beschikbaarheid van nectar en stuifmeel. Dit heeft voor bloembezoekende insecten als vlinders, bijen en zweefvliegen belangrijke negatieve effecten op hun voedselaanbod. Dit effect is sterker naarmate het gespecialiseerde soorten betreft, bijvoorbeeld de in Nederland uitgestorven Zandblauwtjesbij. Voor sommige dagvlindersoorten fungeren enkele van de betrokken plantensoorten als voedselplant voor de rupsen (waardplant) en het verdwijnen hiervan vormt voor die vlinders vaak de belangrijkste bottle-neck (Bink 1992). Zo is het sterk achteruitgaande Hondsviooltje in binnenlandse heideterreinen de belangrijkste waardplant voor de Grote Parelmoervlinder en Duinparelmoervlinder.

### **3.4 Veranderingen in het functioneren van het voedselweb in het heidelandschap.**

*Veranderingen in het voedselweb door toename van voedingsstoffen.*

De toegenomen plantengroei zorgt er in principe voor dat er meer voedsel beschikbaar komt voor herbivoren. Predatoren (o.a. kevers, spinnen) profiteren weer van het hogere aanbod aan herbivoren (Siepel *et al.* 1989). De toename van voedingsstoffen kan ver in de voedselketen doorspelen. Indien op soortsniveau wordt gekeken, blijkt bij verdergaande eutrofiëring van een systeem over het algemeen een verschuiving wordt waargenomen van grote naar kleine insecten (Siepel 1990). Ongewervelde soorten met een korte generatietijd, die in staat zijn snel op veranderingen in te spelen, lijken globaal gezien het beste bestand tegen eutrofiëring (Hornman 1996). Hierdoor verslechtert de voedselsituatie voor grote carnivore soorten. Vooral voor heidevogels als Korhoen, Grauwe Klauwier en Klapekster is een goed ontwikkelde ongewervelde fauna van zeer groot belang. Voor natte heideterreinen en heidevennen geldt dit waarschijnlijk ook voor Paapje en Zwarte Stern (Bastian *et al.* 1994, Beintema 1997). Het gebrek aan voldoende grote insecten wordt momenteel gezien als de belangrijkste bottleneck in hun voortbestaan (Wagner 1994, Esselink *et al.* 1994).

De toename van beschikbare stikstof wordt ook gezien als een van de belangrijke redenen voor het succes van het uitheemse mos Grijs Kronkelsteeltje. Dit mos kan op arme, zure gronden binnen een paar jaar een dikke mat vormen, waarschijnlijk doordat stikstofrijk regenwater wordt ingevangen. De onderste lagen van de mosmat sterven af en vormen een dikke organische laag. Karakteristieke hogere planten en korstmossen komen nauwelijks voor in door Grijs Kronkelsteeltje gedomineerde vegetaties, waardoor ook waard- en voedselplanten voor karakteristieke faunasoorten ontbreken. Korstmossen vormen belangrijke voedselbronnen voor diverse soorten uit de nachtvlindersgeslachten *Lithosia* en *Cryphia*. Heivlinders benutten vooral in de vroege ochtend donkere korstmosvegetaties om op te warmen. Dit blijkt op dat moment het warmste substraat te zijn, zeker bij relatief lage luchttemperaturen. Na het opwarmen verplaatsen de mannetjes zich naar plekken met open zand, eileggende vrouwtjes daarentegen blijven nagenoeg de hele dag op korstmosvegetaties aanwezig, voor zover die in de buurt liggen van geschikte eiafzetplekken. Daar blijken zij het best gecamoufleerd, en dat is nodig ook, omdat tijdens het opwarmen en rusten het risico op predatie het grootst is (Shreeve 1990). Plekken die gedomineerd worden door Grijs kronkelsteeltje zijn ongeschikt voor veel faunasoorten die hun nesten in de bodem graven, zoals veel bijen- en wespensoorten. Dit komt zowel vanwege de fysieke weerstand van het mospakket, als vanwege het voor veel soorten ongunstige (koele en vochtige) microklimaat dat onder de mosmat heerst. Daarnaast werden op deze locaties relatief veel nachtactieve soorten loopkevers en spinnen aangetroffen in vergelijking met Buntgrasvegetaties die niet door Grijs Kronkelsteeltje worden gedomineerd (Vogels *et al.*, 2005).

Sprinkhanen bleken hier vrijwel helemaal afwezig (Nijssen *et al.* 2001). In de dikke organische laag kunnen echter wel hoge dichtheden voorkomen van insectenlarven die leven van dood plantaardig materiaal zoals larven van mosmuggen en langpootmuggen (Vogels *et al.* 2005). Deze verandering van dagactieve en bovengrondse faunasoorten naar grotendeels nachtactieve en ondergrondse faunasoorten kan een afname in beschikbare prooien betekenen voor oogjagers als Tapuit en Duinpieper. Niet karakteristieke soorten als Zwarte Kraai, Eksters, Fazanten en zelfs Wilde Zwijnen breken de mosvegetaties open op zoek naar voedsel. **(foto 12)**

### ***Veranderingen in de afbraakprocessen van organisch materiaal***

Een verhoogde depositie van stikstofhoudende stoffen leidt tot een afname van schimmels in de bodem, waardoor de decompositie van fragmentatiemateriaal wordt geremd. Onder deze omstandigheden vindt een verschuiving plaats tussen de twee voornaamste afbraakroutes (de bacteriegedomineerde en schimmel-gedomineerde afbraakroute). Er ontstaat een dominantie van bacteriën, met als gevolg een reductie van de aantallen en de diversiteit van bodemfauna (nematoden, springstaarten, mijten). Dit heeft zijn weerslag op de abundantie en soortensamenstelling van hogere diergroepen. Door verzuring van de bodem worden o.a. voor nematoden de tolerantiegrenzen overschreden. Dit leidt tot aantasting van voedselwebben in de bodem en daardoor verminderde afbraak van organisch materiaal. Hierdoor vindt een ophoping van strooisel plaats.

### ***Effecten van verzuring en vermisting op de mineralenbalans***

Recente onderzoeken tonen aan dat verminderde beschikbaarheid van calcium en andere mineralen op de hogere zandgronden als gevolg van verzuring in het gehele voedselweb doorspelen. De omvang van dit probleem is nog nauwelijks bekend, maar wordt momenteel waarschijnlijk onderschat. Door verzuring daalt o.a. het calciumgehalte in dood en levend plantenmateriaal, waardoor grazende dieren worden getroffen. Dit kan directe effecten hebben op de dichtheden en de vitaliteit van faunasoorten met een grote calciumbehoefte, zoals pissebedden. Daarnaast bleken bij vrouwtjes van de pissebed *Porcellio scaber* afwijkingen in groei en gedrag en verhoogde sterfte sterk gecorreleerd te zijn aan directe verzurende effecten (Zimmer & Topp 1997). Grotere predatoren zoals vogels krijgen problemen door de verminderde aanwezigheid van kalkrijke ongewervelden, zoals pissebedden en slakken.

Effecten van een laag calciumaanbod treden waarschijnlijk uitsluitend op in de voortplantingsfase, omdat de calciumbehoefte van jonge dieren in de groeifase en van vele malen hoger is dan bij volwassen dieren. Daarnaast hebben bij vogels de vrouwtjes tijdens de voortplantingsfase per tijdseenheid minstens tienmaal zoveel calcium nodig als andere gewervelden. De effecten van calciumgebrek uiteten zich in een slechte vorming van eischalen, een verminderd uitkomstsucces bij vogels en problemen in de skeletvorming bij jonge dieren (o.a. Graveland 1997, Beintema *et al.* 1998, Van den Burg 2000).

Er zijn recentelijk sterke aanwijzingen dat niet alleen calcium, maar de gehele micronutriëntenkringloop van heidegebieden in sterke mate verstoord is als gevolg van verzuring en vermisting. Deze verstoring heeft waarschijnlijk verregaande gevolgen voor de samenstelling van de faunagemeenschappen van de heide. Zo blijkt de Sperwerpopulatie op de arme zandgronden in de afgelopen 10 jaar gedecimeerd, terwijl in gebieden met rijkere bodemcondities de populatiegrootte nagenoeg gelijk is gebleven. Onderzoek naar niet uitgekomen sperwer-eieren toonde aan dat de embryo's al in een vroeg stadium stierven. Dit bleek een gevolg van een gebrek aan vitamine B2, dat nodig is voor de assimilatie van vetten. Ook bleek dat zowel Koolmezen als rupsen een lager gehalte aan vitamine B2 hadden op de arme zandgronden. Nader onderzoek toonde echter aan dat er geen verschil in gehalte aan vitamine B2 bestond tussen planten van arme zandgronden en planten van rijkere bodems (Van den Burg *in prep*). Het probleem bleek te zitten in de opname en transport van vitamine B2, waarvoor een transport-eiwit verantwoordelijk is. Om toch voldoende eieren te kunnen leggen bleken Sperwer-vrouwtjes hun borstspierweefsel af te breken om eieren te produceren. In de periode 2000-2004 is de gemiddelde borstspierdikte van Sperwers op de arme zandgronden gehalveerd. Op de arme zandgronden is er dus waarschijnlijk sprake van een deficiëntie aan aminozuren in de voedselketen, resulterend in een verlaagde opnamecapaciteit van vitamine B2, dat op

haar beurt resulteert in lagere reproductiecijfers en bijgevolg lagere dichtheden van sperwers. Het is zeer goed mogelijk dat deze deficiëntie ook bij soorten lager in de voedselketen optreedt, zoals bij Koolmezen en herbivore insecten.

**(foto 13)**

#### 4. Richtlijnen voor beheer

In dit hoofdstuk worden concrete richtlijnen voor beheer gegeven, uitgewerkt per toegestane OBN-maatregel. Het betreft een aangepaste versie van de "Eerste versie van het Richtlijnenprogramma Uitvoering Herstelmaatregelen Fauna" geschreven door Bosman *et al.* (1999). Ter onderbouwing van de richtlijnen wordt tevens ingegaan op het doel van de maatregel en wordt een samenvatting gegeven van de effecten op de fauna. Bij het samenstellen van de richtlijnen is uitgegaan van het behalen van een optimaal resultaat voor de hele levensgemeenschap, dus zowel voor de flora als de fauna. Toch zullen veel opmerkingen over de wijze waarop maatregelen uitgevoerd moeten worden gebaseerd zijn op overwegingen ten behoeve van de eisen van karakteristieke faunasoorten. Veel faunadeskundigen geven aan dat ongelukkig uitgevoerd beheer een belangrijke oorzaak is voor de achteruitgang van veel karakteristieke diersoorten van de heide. Dit komt vooral omdat bij de uitvoering vaak alleen met de abiotiek en vegetatie rekening wordt gehouden. Zo is ten aanzien van reptielen vastgesteld dat het momenteel gangbare heidebeheer als begrazing en plaggen één van de belangrijkste bedreigingen vormt voor deze groep, belangrijker nog dan de effecten van verzuring, verdroging en vermisting. Dit wordt in de eerste plaats geweten aan de grootschaligheid, intensiteit en snelheid waarmee herstelmaatregelen worden uitgevoerd. In de tweede plaats is ook de locatiekeuze en de timing van uitvoering van belang. Op al deze aspecten wordt in dit hoofdstuk ingegaan.

Bij het herstellen van de levensgemeenschappen van het heidelandschap doen zich twee belangrijke obstakels voor.

Deze zijn:

- Een gebrek aan kennis van de intacte referentiesituatie en mogelijkheden om deze te herstellen;
- Een gebrek aan kennis over de manier waarop complete levensgemeenschappen hersteld kunnen worden.

Het is moeilijk om het beheer te stelen op een bepaald historisch referentiebeeld van hoe de heide vroeger werd gebruikt. Hiervoor zijn teveel randvoorwaarden veranderd. De oppervlakte van afzonderlijke heideterreinen is enorm afgenomen, waardoor er minder ruimte is voor geleidelijke gradiënten in gebruiksintensiteit. Zo was er vroeger een begrazingsgradiënt rondom schapenkralen, die zichzelf in stand hield: intensieve begrazing dicht bij de kraal, minder/weinig begrazing verder weg en nauwelijks begrazing in de centrale delen van grote heideterreinen. Ook bij andere typen van landgebruik bestond deze gradiënt in intensiteit. Gezamenlijk resulteerden deze gradiënten in een landschap met een relatief hoge mate van variatie in omgevingscondities. Ieder organisme had zijn plek ergens op deze gradiënt in gebruiksintensiteit. Daarnaast heeft verhoogde atmosferische depositie van stikstof geleid tot een groeiversnelling van de vegetatie, waardoor de frequentie waarmee ingegrepen moet worden is veranderd (hoofdstuk 1). Uitgangspunt moet daarom zijn dat het beheer gericht is op het in stand houden of scheppen van de levensvoorwaarden voor organismen die als karakteristiek voor het heidelandschap worden beschouwd, los van de wijze waarop de heide vroeger werd gebruikt. Meer specifiek moet het beheer zich richten op het opheffen van de belangrijkste bottlenecks zoals die op het moment voor de verschillende karakteristieke planten en dieren aanwezig zijn. Deze bottlenecks worden vooral veroorzaakt door het verdwijnen van (zwak) gebufferde en grondwaterafhankelijke terreindelen en een afname van de variatie in bodem- en vegetatiestructuur.

#### **(foto14)**

Sleutelbegrip voor een soortenrijk heidelandschap is een grote ruimtelijke afwisseling in verschillende milieutypen, met andere woorden een hoge mate van terreinheterogeniteit (De Molenaar 1995). Op standplaatsniveau betekent dit variatie in abiotische parameters (droog/nat, zuur/gebufferd voedselarm/voedselrijk, reliëf) en variatie als gevolg van successie. Onder dit laatste wordt dan verstaan een afwisseling van open zandige delen met vegetatietypen behorende bij stuifzandsystemen met pionier-, opbouw-, volwassen en degeneratieve stadia van heidevegetatie. Hierdoor ontstaat variatie in openheid en hoogte van de vegetatie, de dikte van strooisel- en organische laag, de bloei-intensiteit van de heide, de voedingswaarde van jonge heideloten en de grassen- en kruidenrijkdom van de heidevegetatie. Essentieel is dat tot in het degeneratieve successiestadium plekken met kaal zand of weinig humusophoping blijven bestaan of dat er factoren zijn die lokaal de successie tegengaan. Dit draagt in hoge mate bij aan de variatie in microklimaat, die voor veel dieren essentieel



is. Daarnaast zijn dit ook juist de plekken waar veel bijzondere mossen en korstmossen zich in de loop der jaren ontwikkelen. Indien er bosopslag plaatsvindt zijn dergelijke plekken ook zeer rijk aan paddestoelen. Plaatselijk optredende bosopslag in de degeneratieve heidevegetaties, pleksgewijze dominantie van Bochtige Smele en Pijpenstrootje als tijdelijke fase in de verjonging van droge, respectievelijk natte heide en het plaatselijk voorkomen van ruderales, verruigde vegetaties dragen bij aan het verhogen van de terreinheterogeniteit. Op een grotere schaal is afwisseling van de heide met andere landschapselementen belangrijk, zoals bos, extensief beheerd grasland en akkers. Dat geldt bijvoorbeeld voor veel vogels, zoogdieren en nectar-etende insecten.

**(foto 15)**

Samengevat dragen de volgende elementen bij aan het voorkomen van een grote diversiteit aan soorten:

- Alle vegetatietypen en bijbehorende plantensoorten die karakteristiek zijn voor de aanwezige heidemilieus (droog/nat, zuur/gebufferd, voedselarm/-rijk);
- Grote leeftijds- en hoogteverschillen in de vegetatie, onder andere alle groeistadia van heidestruiken (pionier-, opbouw-, volwassen- en afbraakfase)
- Grote verschillen in open en dicht begroeide plekken;
- Plekken met kaal zand in het horizontale, hellende en verticale vlak (vooral in droge heide). Het zand moet droog en humusarm zijn.
- Veel reliëf in de bodem op micro-, meso- en macroschaal;
- Grote verschillen in de dikte van organische lagen;
- Een groot en divers bloemaanbod, eventueel in de vorm van schrale akkertjes als de oorspronkelijke kruidenrijke vegetaties verdwenen zijn
- Plaatselijk oude gras- en mospollen;
- Verspreide opslag van struiken, bomen en boomgroepen, alsmede terreindelen zonder opslag.
- ‘Rommelhoekjes’ met ruderales, vaak bloemrijke vegetatie, waar verrijking heeft plaatsgevonden door bijvoorbeeld het verbranden van snoeiafval of het (tijdelijk) opslaan van plaggen

**(Foto 16)**

Effectieve maatregelen tegen de effecten van ver-factoren in het heidelandschap zullen vaak op de korte termijn een negatief effect hebben op het voorkomen van veel karakteristieke soorten; daarnaast leiden deze maatregelen vaak als onbedoeld neveneffect tot een homogenisatie van het locale systeem. Op lange termijn faciliteren ze juist de mogelijkheid tot voortbestaan van veel karakteristieke soorten van het heidelandschap. Het is om deze reden noodzakelijk om, naast het effectief tegengaan van vermessing, verzuring en verdroging, daarna de negatieve bijwerkingen van de gevoerde maatregel tegen te gaan. Succesvol beheer in het kader van OBN kan dus gezien worden als een twee-stappenplan: allereerst uitvoering van effectgerichte beheersmaatregelen; gevolgd door maatregelen ter compensatie. De eerste vorm van beheer zal soms op relatief grote schaal dienen te worden uitgevoerd, de tweede vorm dient juist kleinschaligheid en variatie te herstellen en zal daardoor kleinschalig en veelvormig van aard moeten zijn.

Het beheer dient dan ook in geen geval te bestaan uit het op grote schaal toepassen van een enkel type in dit boek beschreven maatregel (bijv alleen maar plaggen). Veel beter is het gebruik van verschillende typen effectgerichte maatregelen in verschillende ruimtelijke en temporele configuraties (op relatief grote schaal), gevolgd door compenserende maatregelen (op relatief kleine schaal). Tenslotte kan door een zorgvuldig ruimtelijk beleid de variatie op macroschaal weer enigszins op peil worden gebracht, bijvoorbeeld door de aanleg van wildakkertjes, de ontwikkeling van struwelen, ruigten en bloemrijke graslanden en de verbinding met andere landschappen (bossen, (schraal)graslanden, beekdalen) en andere heideterreinen. Zeker in kleine heideterreinen is het echter vaak niet mogelijk om een grote variatie in begroeiingstypen tot stand te brengen, dus daar moeten keuzes gemaakt worden. Deze keuzes zijn afhankelijk van de gebiedsspecifieke uitgangssituatie (aanwezige dieren, vegetatie en abiotiek), de kansen om een bepaald doeltype te bereiken en de (vroegere en recente) beheerhistorie.

Uitgevoerd volgens onderstaande richtlijnen, zijn de meeste maatregelen op den duur naar verwachting positief voor het merendeel van de karakteristieke plant- en diersoorten en worden ongewenste neveneffecten zoveel mogelijk vermeden. Deze richtlijnen zijn algemeen gesteld:

uiteraard moet per locatie worden bekeken hoe het beste met schaal, intensiteit en combinaties van herstelmaatregelen kan worden omgegaan.

## Algemene richtlijnen

### *Uitgangssituatie*

Leg altijd de uitgangs- of nulsituatie voor de uitvoering vast. **(foto 17)** Dit hoeft niet voor alle organismen gedaan te worden, maar zeker voor de meest indicatieve en/of zeldzame soorten. Leg niet alleen het voorkomen van rode lijst soorten vast, neem ook soorten met een hoge indicatorwaarde voor het systeem mee in de vastlegging. Pas als bekend is welke van deze plant- en diersoorten waar aanwezig zijn, kan hiermee optimaal rekening worden gehouden bij de uitvoering. Immers, iedere soort is voor zijn voortbestaan afhankelijk van bepaalde levensomstandigheden. De aanwezigheid van bepaalde zeldzame of kwetsbare soorten kan bovendien maken dat aanvullend maatwerk nodig is of dat van een bepaalde maatregel moet worden afgezien. Daar staat tegenover dat als in de uitgangssituatie alleen nog maar algemeen en overal voorkomende soorten of mobiele soorten aanwezig zijn, er dan soepeler met de richtlijnen kan worden omgegaan (ten aanzien van tijdstip, intensiteit en omvang). Een andere belangrijke reden om de uitgangssituatie vast te leggen is dat de effectiviteit van een bepaalde maatregel pas geëvalueerd kan worden als de uitgangssituatie bekend is. Richtlijnen voor een dergelijk monitoringsprogramma en aanwijzingen welke soorten geschikt zijn voor monitoring, zijn beschreven in het Standaard Meetprotocol Fauna (SMPF, Bosman *et al.*, 1999).

### *Uitvoering*

Enkele algemene richtlijnen t.a.v. uitvoeringsaspecten zijn van toepassing op alle maatregelen in alle systemen. Het zijn richtlijnen in kwalitatieve termen. Belangrijk is dat de gedachtegang achter deze richtlijnen meer gemeengoed wordt in de huidige beheerpraktijk, aangezien verwacht wordt dit veel extra's oplevert voor flora én fauna.

- **Compenseer na grootschalig uitvoeren (recent of in het verleden) van een maatregel door middel van het kleinschalig toepassen van een combinatie van verschillende typen maatregelen.**
- Faseer de maatregelen in tijd en ruimte;
- Voer de maatregelen niet te 'eenvormig' en 'netjes' uit, breng variatie aan op kleine schaal;
- Wees zuinig op hoogteverschillen, ook al betreft dit slechts een of enkele decimeters;
- Streef met het te voeren beheer naar grote variatie in systeemkarakteristieke vegetatie(structuur) in het terrein;
- Zorg dat altijd enige vorm van dynamiek in het terrein aanwezig is; zelfs recreatie (bv. ruiter- en wandelpaden) kan bijdragen aan plaatselijke verstoring van de bodem, mits deze niet te langdurig en grootschalig is.

**(foto 18)**

## Plaggen en chopperen

**(foto 19)**

### *Doel en effecten*

Doel van plaggen is het afvoeren van nutriënten (tegengaan van vermisting) en het herstellen van pioniersituaties. Het is de meest rigoureuze vorm van verwijderen van de vegetatie en de humeuze top laag. Vrijwel alle voedingsstoffen die zich in de loop der jaren in een systeem hebben verzameld worden afgevoerd. Bij plaggen wordt het gehele organische deel van het bodemprofiel tot op de minerale bodem verwijderd, en daarmee ook al het plant- en dierenleven. Chopperen heeft tot doel het verwijderen van zoveel mogelijk vegetatie en een deel van het strooisel door het diep wegmaaien van de vegetatie. Het is een vorm van diep maaien of ondiep plaggen. Het kan als vorm van plaggen worden gebruikt op plaatsen waar de strooisellaag dunner is dan twee centimeter. De grootste tekortkoming van plaggen is dat het geen bijdrage levert voor het herstel van de buffercapaciteit van de, als gevolg van verzuring, uitgeloopte bodem. Naast plaggen zijn aanvullende maatregelen (zoals

bijvoorbeeld bekalken) nodig teneinde een floristisch soortenrijke heide terug te krijgen. Dit geldt in het bijzonder voor droge heidemilieus.

De wijze en schaal waarop plaggen wordt uitgevoerd zijn bepalend voor de resultaten. Indien een zeer dun humuslaagje lokaal wordt achtergelaten, blijft een deel van de zaadbank van hogere planten en van de aanwezige bodemfauna gespaard, zoals mijten en springstaarten. De aantallen hiervan nemen vervolgens weer toe met het herstel van de vegetatie (Timmermans 1986). Verstegen *et al.* (1992) toonden middels correlatief veldonderzoek aan dat in de eerste jaren na uitvoering een positief verband bestaat tussen plaggen en de aanwezigheid van karakteristieke ongewervelden van pioniermilieus. Ook kunnen populaties nitrificerende bacterien zich sneller herstellen, waardoor ophoping van ammonium tot voor veel soorten planten toxische concentraties minder snel zal optreden.

Karakteristieke faunasoorten van latere successiestadia keren met grootschalig plaggen echter zelden terug. Voorts resulteert grootschalig machinaal plaggen in het vernietigen van het microreliëf van de bodem, en in combinatie met stikstofdepositie op den duur in dichte, floristisch en faunistisch soortenarme heidevelden met struiken van grotendeels één leeftijd, waarin kale bodem en graspollen vrijwel afwezig zijn. **(foto 20)** Adders kunnen zich bijvoorbeeld nog beter handhaven in sterk vergraste heides dan in eenvormige Struikheidevegetaties. In vergraste vegetaties is behalve meer voedsel (muizen) ook meer structuur aanwezig, hierdoor is een betere vochtregulatie mogelijk. Regelmatig kleinschalig plaggen, in stroken van maximaal 100 m<sup>2</sup>, waarbij men zorgt dat het microreliëf van de bodem zo veel mogelijk behouden blijft, kan aan de meeste bezwaren van grootschalig plaggen tegemoet komen. De plekjes open zand die ontstaan, in een kleinschalig mozaïek met latere successiestadia, bieden veel karakteristieke soorten de mogelijkheid om bijvoorbeeld hun eieren af te zetten of naar voedsel te zoeken. Bovendien worden geschikte omstandigheden gecreëerd voor karakteristieke plantensoorten van voedselarme milieus.

**(foto 21)**

### ***Vooronderzoek***

De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden. Bovendien voor karakteristieke soorten geschikte terreindelen opsporen, om deze zo gericht te kunnen sparen of juist aangrenzende delen als plaglocatie te selecteren (bv. concentraties Zandhagedissen, overwinteringsplekken Adders, ei-afzetplekken Gentiaanblauwtjes, etc).

### *Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:*

- Er een humeuze bodem aanwezig is die gekenmerkt wordt door een gezond bodemleven (relatief snelle omzettingen, licht gebufferde omstandigheden en voorkomen van daarvoor kenmerkende planten als Klokjesgentiaan, Gevlekte Orchis).
- Een venige, vocht vasthoudende bodem aanwezig is boven het lokale grondwaterpeil, waardoor na verwijdering hiervan verdroging op zal treden.
- Het gaat om heidevegetaties met enkel ijle begroeiing van Pijpenstrootje of Bochtige Smele (bedekking lager dan 50%).
- Er overwinteringsplaatsen van bv. Adders aanwezig zijn, maar de locatie niet exact bekend is.
- Er relictpopulaties van bedreigde faunasoorten of plantensoorten met een kortlevende zaadbank in het geplande te plaggen gebied aanwezig zijn.

### *Maatregel niet uitvoeren of de schaal, wijze van uitvoering, etc. aanpassen aan specifieke terreineigenschappen en zeer zorgvuldig uitvoeren indien:*

- Het gaat om terreinen die worden gekenmerkt door een grote variatie op kleine schaal.
- Het gaat om terreindelen waar de heidevegetatie wordt afgewisseld met open plekken, overgangszones, zuidhellingen en delen met veel microreliëf.
- Het gaat om terreinen of terreindelen die van nature grazig zijn (rijke heide met een inslag naar heischraal grasland) of om overgangen naar stuifzand, vochtige dopheide- en kraaiheidevegetaties of beginnend hoogveen.

## **(foto22)**

### *Uitvoering*

- In grote terreinen: per jaar maximaal 4-5% van het vergraste deel bewerken, in een totale omlooptijd van 20-25 jaar.
- In kleine terreinen (kleiner dan 10 ha), indien dat uit kostenefficiëntie noodzakelijk is: tot maximaal 15% van het te behandelen terrein plaggen (liever natuurlijk beperken tot 4-5%). Daarna op het betreffende deel 20-25 jaar niets doen. Tussen het plaggen van de verschillende delen van het terrein, dient minstens 5 jaar te verstrijken.
- Kleinschalig plaggen in smalle stroken met een oppervlakte van 10-100 m<sup>2</sup>, met telkens een tussenruimte van 5-10 m.
- ‘Slordig’ plaggen; het is goed als er wat strooisel achterblijft door bijvoorbeeld de plagmachine even “op te tillen”.
- Plag pleksgewijs dieper tot op het gele zand waarmee kleine open zandige plekken met steilrandjes van enkele centimeters in het terrein worden gecreëerd (steilrandjes maken die door erosiewerking afkalven).
- Geen plagstroken van opeenvolgende leeftijden naast elkaar leggen. Dus zoveel mogelijk variatie proberen aan te brengen in de leeftijdsstructuur van de te plaggen delen.
- Plaggen kan over het algemeen het best worden uitgevoerd met een graafmachine. Deze machines bieden de mogelijkheid om gevarieerder en nauwkeuriger te plaggen, vooral ook omdat ze zijdelings kunnen kantelen. De reguliere plagmachines die hier meestal voor worden gebruikt zijn niet in staat reliëfvolgend te werken en nemen alles mee wat ze tegenkomen. Beter is natuurlijk handmatig te plaggen.
- Altijd een deel (10%) van het plagsel in hopen aan de rand van het terrein laten liggen.

### *Tijdstip van uitvoeren*

- De directe gevolgen van plaggen voor de fauna ter plekke zijn altijd negatief en een echt gunstig tijdstip is dus niet te geven. Over het algemeen lijkt oktober de beste maand om te plaggen. De meeste groepen hebben dan hun voortplantingsfase achter de rug en zijn nog niet in overwintering. Voor reptielen geldt het voorjaar (april-juli) echter als beste periode (in augustus-november worden jongen geboren en in winter bevinden ze zich ondergronds).
- Plaggen bij droog weer, dan is er minder kans op bodemverdichting. Bijkomend voordeel is dat het af te voeren materiaal dan lichter is.

## **Maaien en afvoeren**

### **(foto 23)**

#### ***Doel en effecten***

Bij maaien gaat het om het afzetten, verwijderen en afvoeren van het bovengrondse deel van de vegetatie (tegengaan van effecten van vermessing). Maaien vertraagt weliswaar de vorming van een dikke strooisellaag, maar heeft als nadeel dat er vrij homogene vlakken kunnen ontstaan wat ten koste gaat van de variatie in vegetatiestructuur en microklimaat. Voorts levert maaien een lage, dichte vegetatie op in plaats van plekken met kale bodem. Bovendien wordt het microreliëf van de bodem genivelleerd door de druk van zware machines, vooral in natte vegetaties. Ook mos en korstmosvegetaties kunnen zwaar beschadigd worden. Met maaien en afvoeren wordt het grootste deel van het dierenleven in de vegetatie verwijderd. Vanwege de geringere afvoer van nutriënten bij maaien dan bij plaggen zal de frequentie van maaien groter moeten zijn, deze hogere frequentie van ingrijpen versterkt de negatieve effecten van maaien nog eens extra.

Verstegen *et al.* (1992) vonden dat maaien op zowel droge als natte heide geen, of zelfs een negatieve invloed had op het voorkomen van karakteristieke ongewervelde heidesoorten. In gemaaide delen van de droge heide kwamen na drie jaar minder soorten en lagere aantallen voor uit de families van loopkevers, kortschildkevers, lieveheersbeestjes en snuitkevers. Bij sprinkhanen blijven soortenaantal en dichtheid van individuen soms gelijk na maaien, in andere gevallen worden verschuivingen tussen soorten waargenomen. Deze verschillen zijn het gevolg van o.a. verschillen in maaitijdstip en de

uitgangssituatie van de vegetatie. Als bijvoorbeeld als gevolg van maaien een korte vegetatie in het voorjaar aanwezig is, profiteren hier soorten van die hun eieren in of op de bodem afzetten. Indien na de eileg wordt gemaaid, ondervinden sprinkhanen die hun eieren in de vegetatie afzetten hier nadeel van, omdat deze eieren verwijderd worden (Hochkirch & Klugkist 1998). Gefaseerd maaien is een mogelijkheid om bepaalde nadelen van geïntegreerd maaien te omzeilen. Experimenten in graslanden lijken uit te wijzen dat veel groepen hier positief op reageren, zoals mieren, kortschildkevers, snuitkevers, spiegelkevers en hooiwagens (Wallis de Vries & Knotters 2000).

*Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:*

- Er voor het ter plaatse voorkomende bodemtype geen adequate maai- en afvoerapparatuur beschikbaar is. Brede banden kunnen een groot deel van de aanwezige dieren met zachte weefsels vernietigen.
- De productie van de vegetatie te gering is om doelmatig te kunnen maaien en hooien (biomassa van het gewas ter plekke minder dan 2 ton/ha in hoogzomer).
- Er relictpopulaties van bedreigde/kwetsbare of hooggewaardeerde soorten voorkomen die geen maai-beheer verdragen.

#### **(foto 24)**

Vanwege het slechte regeneratievermogen van Struikheide is maaien van vegetaties die ouder zijn dan 10-15 jaar niet succesvol. Vochtige Dopheide- en Kraaiheidevegetaties niet maaien.

De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden. Bovendien voor karakteristieke soorten geschikte terreindelen opsporen (bv. concentraties Zandhagedissen, overwinteringsplekken Adders, ei-afzetplekken Gentiaanblauwtjes), om deze zo gericht te kunnen sparen of juist aangrenzende delen uit te kiezen als maailocatie.

*Wijze van uitvoering*

- Bepaalde delen van het terrein nooit maaien (bv. de randen); te maaien delen faseren in de tijd.
- Berijding van terrein met machines zoveel mogelijk beperken.
- Van binnen naar buiten maaien zodat fauna aan de randen kan ontsnappen (gebruik ook wildredder!)
- Niet alleen regelmatig maai-beheer toepassen, in plaats daarvan inzetten als eenmalig alternatief voor andere maatregelen (bijv. als eenmalig alternatief voor plaggen), of met behulp van aanvullend kleinschalig beheer meer variatie in vegetatie(structuur) en reliëf aanbrengen.
- Niet alle jonge bomen en aanwezig struweel in een terrein voorafgaand aan of tijdens het maaien verwijderen.
- Deel van het maaisel voor afvoer enkele dagen laten liggen of schudden zodat de aanwezige fauna de mogelijkheid wordt geboden om te ontsnappen. Plaatselijk hopen maaisel laten liggen in het terrein.

#### **(foto 25)**

*Tijdstip van maaien*

- Met behulp van het programma 'Vlinderexpert' (Siepel *et al.* 1996) is de keuze van het maaitijdstip voor dagvlinders voor een bepaald terrein nauwkeuriger te bepalen in afhankelijkheid van de aanwezige soorten (vastleggen in uitgangssituatie!) en terreinsituatie. Een richtlijn voor schrale vegetaties is dat een maaitijdstip in de maand september met betrekking tot dagvlinders gunstig is. Voor andere diergroepen geldt over het algemeen dat zo laat mogelijk maaien de voorkeur heeft.

## **Begrazing**

### **(foto 26)**

*Doel en effecten*

Het doel van begrazen is het terugdringen van grasvegetaties, het instandhouden of herstellen van heidevegetaties, het tegengaan van bosopslag en het laten ontstaan van horizontale en verticale structuur in de vegetatie. Er zijn drie typen te onderscheiden: jaarrondbegrazing binnen een raster, kort

durende (seizoens)begrazing binnen een raster en kuddebegrazing gehoed door een herder. Er wordt in heideterreinen meestal gebruik gemaakt van schapen en runderen. Soms worden ook paarden, pony's en geiten ingezet.

Allereerst is het zinvol onderscheid te maken in twee verschillende doelen van begrazing. Ten eerste is er begrazing waarbij het belangrijkste doel is te zorgen voor een snelle afvoer van nutriënten (herstelbeheer, effectingrepen). Dit is in OBN-kader meestal het hoofddoel van begrazing. Voor dit doel zijn zeer hoge veedichtheden nodig, en ook dan nog is de effectieve jaarlijkse afvoer van nutriënten zeer gering vergeleken met andere ingrepen. Deze hoge dichtheden hebben per definitie een negatieve invloed op veel fauna en sommige flora-elementen (door o.a. verdwijnen structuurvariatie, bemesting van plassen, rusten op open plekken, verwijderen/tegengaan opslag). Vooral soorten die afhankelijk zijn van een goed ontwikkelde vegetatiestructuur worden benadeeld (Van Wingerden *et al.* 1997). Ook Verstegen *et al.* (1992) kwamen middels correlatief veldonderzoek tot de conclusie dat begrazing door schapen geen effectieve maatregel is om karakteristieke heidesoorten te behouden. Loopkevers, kortschildkevers (droge heide) en hangmatspinnen (natte heide) waren minder vertegenwoordigd in intensief (100 graasdagen/ha/jr) begraasde delen dan in niet begraasde delen.

**(foto 27)**

Planten die begraasd worden zullen lager vertakken, waardoor de vegetatie boven het bodemoppervlak dichter wordt, ook bij extensieve begrazing. Hierdoor kan de bodem niet voldoende opwarmen voor de ontwikkeling van eieren en larven van thermofiele dieren en ontbreken geschikte plekken voor veel korstmossen. (Over)begrazing resulteert voorts in het verdwijnen van het microreliëf van de bodem. Al bij dichtheden van één rund per 4-5 ha (jaarrond) is na één tot twee jaar waar te nemen dat gesloten vegetaties geheel worden opengebrouwen, dat bulten Pijpenstrootje veranderen in afgekloven polletjes, dat hoge oude Struikheideplanten uit elkaar getrupt raken en afbreken en dat bomen geheel worden opgeschoren. Alle dekking in de vorm van afhangende takken, dichte vegetaties en een dikke ongestoorde strooisellaag verdwijnt zo uit het terrein. Hierdoor ondervinden bijvoorbeeld reptielen en levermossen problemen om voldoende beschutting te vinden (koele plekkjes), waardoor ze uitdrogen. In de Mariapeel bleken Levendbarende Hagedissen vrijwel uitsluitend aanwezig te zijn in een smalle strook structuurrijke heide juist buiten het raster. Dit blijkt overigens volgens deskundigen in veel meer begraasde heideterreinen op te treden.

Drukbegrazing door schapen (tussen 500 en 800 graasdagen per ha per jaar) al dan niet gehoed door een herder lijkt voor flora positieve effecten op te kunnen leveren. Het kan bijdragen aan het vergroten van de horizontale en verticale vegetatiestructuur, wat op de lange termijn een positief effect kan hebben op het voorkomen van karakteristieke heidefauna. Het kan gezien worden als een maatregel om sterk vergraste heidevegetatie snel om te vormen tot struikheide-gedomineerde vegetatie. Echter, bij deze vorm van begrazing worden weinig nutriënten afgevoerd en het is daarom maar de vraag hoe lang de dominantie door grassen teniet gedaan wordt door deze vorm van begrazing. Essentieel voor deze vorm van begrazing is de duur ervan. Wanneer drukbegrazing te kort heeft geduurd, is de kans op massale bosopslag groot; wanneer te lang is doorgedaan met drukbegrazing is het eindresultaat een monotone, dichte heidevegetatie. Daarnaast is het zeer belangrijk om het deel waar drukbegrazing heeft plaatsgevonden vervolgens op te nemen in het reguliere, "natuurlijke" begrazingsbeheer (Verbeek *et al.*, 2005). Voor veel fauna-soorten en korstmossen zijn de directe effecten van deze vorm van begrazing naar alle waarschijnlijkheid sterk negatief. Door de zeer hoge betredingsintensiteit en het 2 tot 3 maal per jaar volledig weggrazen van de bovengrondse biomassa zullen veel faunasoorten die op dat moment hun ontwikkelingsstadium in de bodem of in/op plantenstengels doorlopen achteruitgaan. Als gevolg van de hoge betredingsdruk zal het microreliëf van de bodem verdwijnen.

**(foto 28)**

Samengevat is het dus nog maar zeer de vraag in hoeverre verschraling daadwerkelijk effectief tot stand kan worden gebracht met herstelbegrazing. Wordt echter toch herstelbegrazing uitgevoerd, dan dient dit te gebeuren in kleine uitgerasterde delen van het terrein die na elkaar, en dus niet tegelijk, in begrazing worden genomen. Op deze manier blijft de schaal waarop negatieve effecten kunnen optreden beperkt. Een andere optie is om de kudde te laten hoeden door een herder. Door gericht in de graasdruk te sturen, kunnen kwetsbare delen van het gebied gespaard worden en andere delen juist sterker begraasd worden. Door de dieren iedere nacht op een vaste locatie te laten staan ("parkeerplaatsen") kan de hoeveelheid mest die in het gebied terecht komt beperkt blijven.

Een tweede doel is ‘natuurlijke begrazing’, met andere woorden begrazing in lage dichtheden, waardoor mozaïeklandschappen ontstaan waarin bijvoorbeeld heide en bos op kleine schaal naast elkaar aanwezig zijn. In dit geval is de begrazingsdruk dusdanig laag dat er in het vroege voorjaar na een winter nog voldoende voedsel voor de grazers aanwezig is. In het verdere voorjaar en de zomer dient er een overvloed aan voedsel te zijn, zo groot dat het niet door de grazers kan worden opgegeten. Op deze wijze zal natuurlijke begrazing zeer waarschijnlijk positief bijdragen aan de faunistische diversiteit in een systeem. Hier is op dit moment echter nog zeer weinig ervaring mee op de droge gronden. De begrazingsdichtheden zijn echter essentieel voor de resultaten die bereikt kunnen worden en afhankelijk van de doelstellingen van beheer. Deze vorm van begrazing is in OBN-kader alleen te subsidiëren in combinatie met ander herstelbeheer (bv. plaggen), en moet gezien worden als een vorm van het in het inleidende deel genoemde “compensatiebeheer”.

Wanneer natuurlijke begrazing wordt ingesteld moet in een gebied in ieder geval aan de volgende voorwaarden worden voldaan: om schaduwplekken te hebben voor de grazers moet bos in de begrazingseenheid zijn opgenomen. Om ziekten te voorkomen moeten er naast natte ook droge terreindelen aanwezig zijn, en er moeten in ieder geval drinkplekken zijn. Alleen Edelherten hebben geen aparte drinkplekken nodig.

Voor het starten van beide typen van begrazing dient de uitgangssituatie te worden vastgelegd zodat de ontwikkelingen van populaties van bedreigde en karakteristieke soorten goed gevolgd kunnen worden.

*Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:*

- Het gaat om terreinen met een kleine oppervlakte. Omdat de meeste grote grazers kuddedieren zijn, moeten minimaal (2-)3 dieren (maar bij voorkeur meer) op een terrein aanwezig kunnen zijn, rekening houdend met de begrazingsintensiteit. Voor jaarrondbegrazing met paarden of runderen moet het terrein dus minimaal 60-100 ha groot zijn, voor zomerbegrazing minimaal 40 ha.
- Het terrein overwegend bestaat uit vegetaties van planten die door hoefdieren niet gegeten worden (b.v. kraaiheide, in de meeste gevallen ook dopheide).
- Er bijzondere plant- of diersoorten in het terrein voorkomen waarvoor het effect van begrazing niet is in te schatten. Dit geldt vooral voor de intensieve begrazingstypen die specifiek gericht zijn op het tegengaan van vergrassing, bosopslag, etc.
- Het begrazing in natte heides betreft, zonder dat daar drogere gebiedsdelen aan vast gekoppeld zijn.

***Wijze van uitvoeren:***

**(foto 29)**

Algemeen:

- Schapenbegrazing (en historisch gezien ook runderbegrazing; zie bijvoorbeeld Burny, 1999) bij voorkeur laten hoeden door een deskundige herder, teneinde de uitwerpselen zoveel mogelijk buiten het gebied te laten ophopen en gericht te kunnen variëren in begrazingsintensiteit om onder- en overbegrazing te kunnen voorkomen.
- Een terrein dat puur en alleen uit heide bestaat niet begrazen met runderen of paarden, omdat de dieren hier niet voldoende variatie in voedsel kunnen vinden.
- Op de droge gronden zullen grazers het vaak niet makkelijk hebben om voldoende voedsel te verzamelen. Liggen er binnen een begrazingseenheid bijvoorbeeld ook nutriëntrijke voormalige landbouwpercelen, dan bestaat de kans dat deze intensief worden begraasd terwijl de omliggende gronden veel minder worden bezocht. Dit zal dan voortduren totdat deze percelen dermate verschaald zijn dat de primaire productie weer ongeveer gelijk is met de omgeving. Om dit te vermijden kunnen deze percelen eerst worden geplagd voor ze in een begrazingseenheid worden opgenomen (tijdens plaggen zoveel mogelijk microreliëf aanbrengen). In principe moet dan de volledige met fosfaat belaste bodemlaag worden verwijderd, deze kan tot enkele decimeters dik zijn. Eventueel kan plaatselijk minder diep geplagd of afgegraven worden zodat een afwisseling met enkele voedselrijkere plekjes blijft bestaan.

- Runderen kunnen de op de hei aanwezige vennen bemesten. Dus zwakgebufferde wateren uitrasteren, tenzij meerdere wateren aanwezig zijn (dan wordt er één uitgekozen om te waden die daardoor bemest wordt, deze voedselrijke plas kan voor het terrein als geheel een meerwaarde hebben. Uiteraard dient dan vooraf een goede inventarisatie van de bestaande natuurwaarde van deze plas uitgevoerd te worden). Bij voorkeur daarom grazen met paarden in terreinen met zwakgebufferde wateren die toch groot genoeg zijn voor een begrazingseenheid. Paarden vormen in terrestrische delen latrines, waardoor de kans op eutrofiëring van wateren door overbemesting kleiner is.
- Kwetsbare gedeelten (oude structuurrijke heide, open zand, steile zuidhellingen, zoomvegetaties, vrijstaande struiken, bomen, houtwallen, delen waar kwetsbare dieren of planten voorkomen) dienen uitgerasterd te worden.
- Geen medicijnen toedienen aan grazers die er toe leiden dat bepaalde diergroepen juist daardoor in gebieden ontbreken. Een voorbeeld daarvan is dat grote mestkevers (en waarschijnlijk ook andere mestfauna) afwezig zijn in gebieden waar de grazers ontwormingsmiddel (met name het middel ivermectine) toegediend hebben gekregen. Er zijn medicijnen die dit neveneffect niet hebben.
- Alleen in uiterste gevallen bijvoeren.

### **(Foto 30)**

Drukbegrazing door schapen:

- Alleen in gebieden die zeer sterk vergrast zijn met Bochtige smele of Pijpestrootje uitvoeren.
- Oppervlakte van gebied beperkt houden tot enkele (1-5) ha.
- Bij voorkeur met behulp van een gescheperde kudde uitvoeren teneinde de uitwerpselen zoveel mogelijk buiten het gebied te laten accumuleren. Een optie is om de schapen 's nachts op een "parkeerplaats" samen te brengen op een plaats waar dit weinig kwaad kan (bijv in een nabijgelegen naaldbos)
- Uitvoeren voor een beperkte duur (gebiedsafhankelijk tussen 3 en 7 jaar); stoppen met deze vorm van begrazing wanneer duidelijk heide begint te kiemen, de strooisellaag goeddeels verdwenen is en er geen bosopslag lijkt op te treden.
- Gebied vervolgens opnemen in regulier begrazingsbeheer

### **(foto 31)**

"Natuurlijke" begrazing

- Altijd starten met een zeer lage begrazingsintensiteit in een deel van het terrein gedurende een deel van het jaar, en deze later eventueel opvoeren en uitbreiden.
- Aan te houden begrazingsintensiteit (aantal dieren per 100 ha) in heideterreinen bij zeer extensieve begrazing door paarden en runderen:
 

Jaarrondbegrazing	$\leq 3 - (5)$
Zomerbegrazing	$\leq 8$
Winterbegrazing	$1 - (2)$
- Begrazingsdruk continu blijven afstemmen op productie van het terrein (aantal grazers variëren): 1/3 tot 1/4 van de vegetatie moet overstaand de winter doorkomen, anders is de begrazing te intensief.
- In droge voedselarme terreinen lijkt winterbegrazing de voorkeur te hebben. Zelfs winterbegrazing moet zeer extensief zijn, zodat delen waar gevoelige overwintersstadia van dieren zich bevinden, onbegaasd blijven.
- In kleine terreinen en grote, uniforme terreinen kortere seizoensbegrazing. In grote (>100 ha), gevarieerde terreinen met een droog/vochtig-gradiënt permanente begrazing.

## **Baggeren en opschonen oevers**

### ***Doel en effecten***

Met baggeren wordt de sliblaag uit een oppervlaktewater verwijderd. Vaak wordt een water voorafgaand aan baggeren drooggelegd. Onder het opschonen van oevers wordt het baggeren of plaggen tussen de gemiddelde laagwaterlijn en de gemiddelde hoogwaterlijn verstaan. Bomen en struiken worden grotendeels verwijderd om de windwerking te vergroten en zo het minerale karakter



van oevers te behouden. Daarnaast wordt de eutrofiëring door bladafval gereduceerd en indien veel bos wordt verwijderd wordt de verdamping verlaagd. Doel van beide maatregelen is een situatie te creëren waarbij het oorspronkelijke minerale substraat met een stabiele bodem- en waterkwaliteit weer geschikte kiemingsomstandigheden biedt voor waterplanten.

Droogleggen en baggeren leiden tot het uitdrogen of verdwijnen van zowel eieren, larven als adulte dieren. Bij opschoning van geëutrofiëerde vennen in Brabant, Terschelling en Limburg werden uiteenlopende effecten op de fauna waargenomen. In volledig opgeschoonde wateren was na vier jaar de diversiteit aan macrofauna afgenomen. In een gedeeltelijk opgeschoond ven was de diversiteit na drie jaar juist toegenomen. Tevens werd een hogere diversiteit aangetroffen in vennen die geruime tijd (10 jaar) hadden gekregen om zich te herstellen na het uitvoeren van de maatregelen (Van Kleef & Felix 1996). De kans op het uitroeien van lokale populaties van zeldzame soorten is bij volledig baggeren groot. Bij vier gebaggerde vennen werden voor uitvoering van de maatregel nog een aantal karakteristieke soorten aangetroffen. Deze werden na uitvoering van de maatregel echter niet meer aangetroffen. Soorten die de baggerwerkzaamheden wel wisten te overleven waren voornamelijk goede zwemmers of zeer abundante soorten. In de eerste jaren na baggeren werd vervolgens voor een groot aantal soorten niet voldaan aan de specifieke habitat-eisen. Soorten die hun eitjes afzetten in de vegetatie, een carnivore levenswijze hadden of aquatische vegetatie als specifiek habitat benutten namen om deze reden sterk af of verdwenen (Van Kleef *et al.*, in press). **(foto 32)**

Opschonen van oevers is voordelig voor dieren die karakteristiek zijn voor onbegroeide pioniermilieus, zoals bepaalde soorten loopkevers. Om te voorkomen dat dieren van latere successiestadia verdwijnen, is het belangrijk altijd bepaalde delen van de oever ongemoeid te laten.

Het vrijstellen van oevers van zwakgebufferde wateren wordt nagenoeg altijd in één behandeling met baggeren uitgevoerd. De doelsoorten zijn veelal amfibische soorten (bijv. Oeverkruid), welke om deze reden voornamelijk in de oeverzone te vinden zijn. Daarnaast heeft het vaak geen zin om te baggeren, zonder ook de oevers vrij te stellen, aangezien ook de oevers vaak veel eutroof strooisel of slib bevatten. Een deel van de richtlijnen t.a.v. baggeren gelden dus ook voor vrijstellen en andersom. Zie voor doel, effecten en richtlijnen voor vrijstellen oevers dus ook onder de richtlijnen voor baggeren.

In de praktijk zal het door de terreingesteldheid lang niet altijd mogelijk zijn om de gehele oever te kunnen behandelen. Waar het om gaat is dat het te sparen deel van de oeverbegroeiing voldoende groot is dat de daaraan gebonden soorten er als populatie kunnen overleven. Arbitrair wordt dit voor de evertbratenfauna op een oeverlengte van 20 meter gesteld. Als richtlijn wordt gesteld niet meer dan een kwart van de oeverlengte per keer te schonen. Een uitzondering vormen oeverbegroeiingen die zeer veel eutroof strooisel of slib bevatten. Deze dienen zo veel mogelijk verwijderd te worden. Indien de hele oeverlijn sterk eutroof is, moet minimaal 10% gespaard worden.

*Schema relatie wateroppervlak en mogelijkheden tot ingrijpen:*

<i>wateroppervlakte</i>	<i>uitvoering maatregel</i>
1 are	in handkracht
3 are	in handkracht of met grijper vanaf oever
10 are	met dragline vanaf oever, uitsparingen mogelijk
32 are	met baggerboot of graafmachine
1 ha	“ “
3 ha	met baggerboot en persleiding
10 ha	“ “

*Schema relatie wateroppervlak, oeverlengte en lengte te schonen oever:*

<i>oppervlakte water</i>	<i>oeverlengte minimaal</i>	<i>minimaal te sparen deel</i>	<i>te schonen deel volgens ¼ regel</i>
1 are	35m	20 m (57%)	9m
3 are	63m	20 m (32%)	16m
10 are	113m	20 m (18%)	28m
32 are	200m		50m
1 ha	350m		90m
3 ha	630m		160m

10 ha

1130m

300m

*Maatregel niet uitvoeren of minstens heroverwegen indien:*

- Er over het hele ven voedselarme verlandingsvegetaties voorkomen.
- Er soorten aanwezig zijn die afhankelijk zijn van een structuurrijke water- en oevervegetatie (systeemkarakteristieke soorten), zoals de libellensoorten Speerwaterjuffer of Gevlekte witsnuitlibel.
- Er geen garantie is dat na het verwijderen van de sliblaag het bufferend vermogen behouden blijft. In niet droogvallende vennen zorgt namelijk de sliblaag zelf vaak voor enige buffering tegen atmosferische depositie. Wordt de sliblaag verwijderd, dan bestaat het risico dat een zuur heideven met een Knolrusvegetatie het resultaat is. (Bij zwakgebufferde wateren die tijdelijk met opgepompt grondwater gebufferd moeten worden vooraf goed onderzoeken op welke diepte gebufferd water aanwezig is.)

*Beperkingen in de uitvoering:*

- Wanneer er in een ven gradiënten (bijv. in zuur→gebufferd; voedselarm→voedselrijk) aanwezig zijn (vaak als gevolg van inlaat van gebufferd water, zie daarom ook verderop bij maatregel inlaat gebufferd water); niet integraal opschonen, maar zeer terughoudend, kleinschalig en gefaseerd de vegetatie afvoeren ter bestrijding van eutrofiëring. Dit soort systemen herbergen vaak zeer waardevolle en zeldzame levensgemeenschappen (soorten als Gevlekte witsnuitlibel, Gevlekte glanslibel, Plat blaasjeskruid komen in Nederland in dit soort systemen voor). Dergelijke systemen zijn enigszins vergelijkbaar met de in Nederland volledig verdwenen natuurlijke randen van hoogvenen, waar deze gradiënten op een natuurlijke wijze bestonden. **(foto 33)**
- Lokale verlandingsvegetaties of drijfstillen dienen te worden gespaard. Zelfs vegetaties die wat betreft planten zeer onaantrekkelijk zijn (bv. dichte pitrusvegetaties kunnen zeer bijzondere diersoorten herbergen).
- Wanneer in een terrein meerdere zwak gebufferde wateren aanwezig zijn die in principe voor de maatregel in aanmerking komen, maximaal in één water tegelijk de maatregel uitvoeren.
- Tussen het uitvoeren van maatregelen in wateren die in de directe omgeving van elkaar liggen, dienen minstens enkele jaren te verstrijken. Houd hierbij een periode van minimaal 5-10 jaar aan, afhankelijk van het resultaat van de eerdere opschoning.
- Niet baggeren in zwakgebufferde wateren die in vispacht zijn.
- De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden (bv. als Speerwaterjuffer of Gevlekte witsnuitlibel aanwezig zijn: in principe geen maatregelen uitvoeren. Indien toch: niet droogleggen alvorens te baggeren. Altijd een deel van het afgestorven plantenmateriaal laten liggen/staan (is onder andere belangrijk voor Bruine winterjuffer).
- Indien Zonnebaars in het ven aanwezig is, geen werkzaamheden uitvoeren. De kans is groot dat na opschoning de populatie zonnebaarsen explosief groeit en de gehele levensgemeenschap van het ven in sterke mate verstoort. **(foto 34)**

*Wijze van uitvoeren*

- De beste methode is gefaseerd baggeren, waarbij tijdelijk het te behandelen deel van het ven fysiek moet worden afgesloten van de rest van het ven. Dit voorkomt verspreiding van het slib vanuit het niet opgeschoonde deel tussen de werkzaamheden in, terwijl in dit deel bronpopulaties voor veel karakteristieke soorten behouden kunnen blijven. Geen damwanden plaatsen, hierdoor worden ondoorlatende lagen doorgestoken en kan een ven lek raken, met als gevolg droogvallen van het ven. Ook bij van nature droogvallende vennen is gefaseerde uitvoering aan te bevelen aangezien een aantal van de voor deze typen vennen karakteristieke soorten waarschijnlijk door in de sliblaag te schuilen de periode van droogte kunnen overleven.
- Bij gefaseerde uitvoering de gehele variatie van de bestaande oever voor een deel bewaren voor de laatste opschoningwerkzaamheden.

- De sliblaag niet over het hele bodemoppervlak verwijderen, dat wil zeggen slib wel in de ‘diepte’ helemaal verwijderen, maar niet in de ‘breedte’ (bedekking). Zeker voor de zich moeilijk verbredende aquatische soorten lijkt het zinvol een deel van het slib te laten zitten. Achtergebleven slib draagt wel bij aan het instandhouden van de eutrofiering. Als het hierbij echter gaat om enkele tientallen vierkante meters slib aan een beschutte lijzijde van het water of in geïsoleerde uithoeken, is dit geen probleem.
- 'Slordig' baggeren indien er droog gebaggerd wordt, d.w.z. bodem niet in zijn geheel mineraal opleveren, maar 'hobbelig' bodemoppervlak tot stand brengen, zodat zich in enkele kuilen slibrestanten kunnen ophopen.
- Nat-baggeren heeft de voorkeur boven droog-baggeren. Bij van nature regelmatig droogvallende wateren is dit van minder belang. Mocht droog-baggeren toch de uitvoeringswijze zijn, dan mag het water pas enkele dagen voor de uitvoering worden drooggelegd. Van essentieel belang is dat het slib niet uit mag drogen. Op deze manier kunnen een groot aantal diersoorten de werkzaamheden overleven. Niet droogleggen in voorjaar/zomer. Wanneer een water van nature droogvalt, dan heeft uitvoering op dat moment de voorkeur. Ook bij droogleggen geldt dat op het diepste punt altijd water moet blijven staan.
- Baggeren bij voorkeur met een graafmachine die tot een redelijke diepte het ven in kan. Hiermee kan gedifferentieerder en reliëfvolgender gewerkt worden dan met een baggerboot. **(foto 35)**
- Wanneer restveen in het water aanwezig is, dit niet verwijderen, tenzij dit veel fosfaat nalevert aan de waterlaag
- Bij uitvoering geen (schier-)eilandjes maken i.v.m. eutrofiering door meeuwen- en ganzen.
- Een deel van het slib en de vegetatie (10%) tijdelijk (in ieder geval tot na de eerste winter) in de nabijheid van het water opslaan, zodat organismen een kans krijgen naar het water terug te keren. Vooral van belang als sliblaag volledig is verwijderd.
- Na uitvoering van de maatregel geen vis uitzetten in het water.
- Indien bos rondom water wordt gekapt: eerst ook de strooisellaag verwijderen, anders treedt er afspoeling van nutriënten in het water op.

#### *Tijdstip van uitvoeren*

- Voor een aantal groepen (bijv. amfibieën) is baggeren in het najaar (september) de meest gunstige tijd. Voor macrofaunasoorten is september echter geen gunstige tijd om maatregelen uit te voeren, omdat dan veel soorten net eieren hebben gelegd en als adult al dood zijn. Voor de watermacrofauna is het beter midden in de zomer maatregelen uit te voeren, omdat dan de meeste insecten vliegen. Maar dit is weer slecht voor amfibieën en vogels. Deze “tegenstrijdige belangen” tussen verschillende diergroepen benadrukken nog eens extra waarom gefaseerde uitvoering de voorkeur heeft. Rekening houdend met de meeste diergroepen is het daarom beter in de vroege winter te baggeren.

#### *Wijze van uitvoeren vrijstellen van oevers*

- Nooit de hele oever ineens schonen maar slechts voor een vierde of minder. Vrijstellen van de oever uitvoeren in fasen: elke 5 jaar maximaal  $\frac{1}{4}$  van de oever opschonen. In minimaal 20 jaar kan zo de hele oever worden vrijgesteld. Fasering is zéér belangrijk in grote, geïsoleerde vennen waarin waardevolle levensgemeenschappen voorkomen. Verder is fasering in ruimte en tijd noodzakelijk voor vennen die nabij elkaar liggen. Bij kleine, weinig gedifferentieerde en/of weinig geïsoleerde venntjes is fasering minder belangrijk, tenzij hier bijzondere soorten voorkomen.
- Hierbij ook rekening houden met de expositie van de oever: de noordelijke oevers zijn de zombeschonen oevers en voor veel organismen belangrijk. Hiervan maximaal de helft in één keer schonen.
- Aanwezigheid van bos op een bepaalde plaats langs een water kan in belangrijke mate mede bepalend zijn voor het vrij te stellen deel van de oever (windwerking).
- Een deel van de vegetatie (10%) tijdelijk (in ieder geval tot na de eerste winter) in de nabijheid van het water opslaan, zodat organismen een kans krijgen naar het water terug te keren. Het te lang laten liggen van takken e.d. kan het ven echter weer sterk verrijken, doordat voedingsstoffen het ven zullen inspoelen.

- Bij kapwerkzaamheden t.b.v. het vrijstellen van oevers ook de gehele strooisellaag en A-horizont meenemen. Dit voorkomt inspoeling van nutriënten naar het ven.

### **Toevoegen van basische stoffen:**

#### **Bekalken**

#### **(foto 36)**

#### ***Doel en effecten; terrestrische systemen***

In het heidelandschap betreft deze maatregel vooral het toevoegen van kalkrijk materiaal op minerale bodem, met als doel het zuurbufferend vermogen van de bodem te herstellen. Bekalking na plaggen voorkomt accumulatie van  $\text{NH}_4$  tot voor planten toxische concentraties en kan daardoor geschikte condities voor de kieming en vestiging van karakteristieke plantensoorten creëren (Dorland, 2004). De effecten van bekalking op fauna van minerale bodems zijn slecht onderzocht; de hierna genoemde onderzoeken zijn uitgevoerd op bekalkte, humeuze bodems, waar bekalking ook leidt tot een versnelling van de afbraak van organisch materiaal.

Bekalken van verzuurde heidebiotopen kan leiden tot een afname van het aanbod aan terrestrische ongewervelden (Shore & McKenzie 1993). Dit kan weer leiden tot een afname van insectivore zoogdieren. Zo bleken de aantallen Dwergspitsmuizen *Sorex minutus* in bekalkte gebiedsdelen met 30-55% af te nemen ten opzichte van de controledelen. Van onderzoek in bossen is bekend dat fauna over het algemeen genomen niet negatief, en vaak positief reageert op bekalking. Positieve effecten van bekalking worden bijvoorbeeld waargenomen bij slakken en andere dieren die relatief veel kalk bevatten. Dit leidde bovendien tot een afname van eischaalproblemen bij Koolmezen (Graveland 1996). Bij andere groepen, zoals loopkevers en spinnen, treden echter vaak negatieve effecten op. Karakteristieke loopkeversoorten worden bijvoorbeeld verdrongen door meer eurytope soorten of door andere kevergroepen (o.a. Muilwijk 1993; Rink 1990). Ook bij de bodemfauna (springstaarten, nematoden, regenwormen) worden substantiële verschuivingen binnen de groepen waargenomen na bekalking, die met name gunstig zijn voor pioniersoorten (De Goede & Dekker 1993). Op heideterreinen is deze maatregel alleen toegestaan na plaggen.

#### ***Doel en effecten; Aquatische systemen***

Directe bekalking van zeer zwak gebufferde oppervlaktewateren wordt afgeraden, aangezien deze wateren vaak gevoed worden door verzuurd lokaal kwel- of oppervlaktewater. Deze verzuurde lokale voeding is vaak de voornaamste reden voor het optreden van herverzuring binnen enkele jaren. Daarnaast leidt dit vaak tot een verschuiving van het carbonaatevenwicht waardoor de concentratie kooldioxide ( $\text{CO}_2$ ) in het water toeneemt. Hierdoor is er meer  $\text{CO}_2$  beschikbaar voor planten en kan de limitatie door koolstof opgeheven worden. Vooral knolrus en veenmossoorten profiteren hiervan (Brouwer *et al.*, 2000; Dorland *et al.*, 2000).

Tegenwoordig wordt bekalking van het inzigggebied aangeraden. Hierdoor wordt het kwel- of grondwater dat het ven voedt gebufferd. Op deze manier wordt zowel herverzuring als de verhoging van de  $\text{CO}_2$ -concentratie vermeden (Brouwer *et al.*, 2000). In vennen is deze maatregel alleen toegestaan na na baggeren, dit om eutrofiëringseffecten te voorkomen. Uitvoering dient bij voorkeur in het najaar te geschieden.

In aquatische systemen worden over het geheel genomen positieve effecten van bekalking gevonden, hoewel naar de effecten op watermacrofauna van vennen geen onderzoek is gedaan. Bellemakers & van Dam (1992) toonden middels veldexperimenten aan dat bekalken van verzuurde vennen leidde tot een afname van het beschimmelingspercentage van Heikikker-eieren van 95% naar 5%. Het neutraliseren van verzuurde wateren tot aan pH 7 middels het toevoegen van  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , bleek de levensvatbaarheid van de eieren en de groei van de larven van de Rugstreeppad *Bufo calamita* geheel te herstellen, zonder het predatieniveau te beïnvloeden (Denton & Beebee 1997).

De hoeveelheid benodigd kalk ligt, afhankelijk van de mate van verzuring (zowel voor nabekalking van geplagde heide als bekalking van inzigggebied) tussen 2 en 5 ton per ha.

#### **Inlaat gebufferd water**

Een derde maatregel tegen verzuring van vennen is het inlaten van gebufferd, voedselarm water (Brouwer *et al.*, 2000). Deze maatregel kan ook gebruikt worden om gradiëntmilieus te herstellen.

Veel vennen waren in het verleden gekoppeld aan een bron van gebufferd water, vaak om bijvoorbeeld visteelt te bevorderen. Dergelijke vennen waren in het verleden zeer soortenrijk als gevolg van het ontstaan van een gradientsituatie tussen het aangevoerde gebufferde water en het zuurdere water uit het lokale inzigsgebied. Andere voordelen van deze maatregel liggen in het feit dat deze maatregel geleidelijk de abiotische factoren beïnvloedt. Hierdoor zijn schokeffecten in bijvoorbeeld pH grotendeels te vermijden.

Inlaat van gebufferd oppervlaktewater is alleen aan te raden wanneer deze arm aan voedingsstoffen is. Gebruik van grondwater kan een goede alternatieve methode zijn om verzuring in grote vennen te bestrijden. Deze maatregel dient niet eenmalig toegepast te worden, aangezien binnen korte tijd herverzuring op zal treden. De pH en de buffercapaciteit van het ven dient gemonitord te worden, om zo tot een goede afstemming te komen van de hoeveelheid jaarlijks in te laten water (zowel niet te veel als niet te weinig buffering). Na herhaaldelijk inlaten van gebufferd water is het sediment weer opgeladen met basische kationen en kan daardoor zelf weer functioneren als buffer tegen verzuring. Hierdoor hoeft na verloop van tijd minder bufferende stof toegevoegd te worden, en hoeft dus minder water ingelaten te worden; ongeveer de helft van de hoeveelheid die nodig was voordat de verzuring was opgeheven. Jaarlijkse waterinlaat gebeurt bij voorkeur in de winterperiode (dec-maa), tijdens de van nature hoge waterstanden.

Eisen aan kwaliteit in te laten water (naar Brouwer *et al.*, 2000):

Concentratie voedingsstoffen:

$\text{PO}_4 < 0,5 \mu\text{M}$

$\text{NH}_4 + \text{NO}_3 < 50 \mu\text{M}$

Buffering:

$>0,5$  meq. per liter, liefst meer dan 2 meq. per liter.

## Hydrologische maatregelen

### *Doel en effecten*

Deze maatregelen worden toegepast om verdroging tegen te gaan of om de invloed van het gebiedseigen water te vergroten. Hiertoe worden bijvoorbeeld greppels en sloten afgedamd of verondiept en profielen aangepast. Het vergroten van grondwaterinvloed bij vennen wordt juist bewerkstelligd met het verlagen van het peil (niet meer kunstmatig vasthouden van water) in combinatie met het tegengaan van verdamping (door het kappen van bomen) en drainage in het gebied. De effecten op fauna zijn nauwelijks onderzocht. Rupsen van het Veenhooibeestje *Coenonympha tullia* kunnen verdrinken bij het plotseling ophogen van de waterspiegel. Zelfs enkele dagen overspoeling zijn al fataal voor de larven (Joy & Pullin 1997). Ook bij spinnen is waargenomen dat langdurige overspoeling fataal is voor veel soorten, in het bijzonder de soorten die in het voorjaar geslachtsrijp zijn. Dit zijn vaak zeldzame spinnen. De verarmde spinnenfauna kan het gevolg zijn van herhaaldelijke, extreme fluctuaties of een met opzet constant hoog gehouden peil (Decler 1989). Plaatselijk hebben verkeerd getimed vernattingsmaatregelen (plotselinge peilopstuwung in de winter) geleid tot het nagenoeg of geheel verdwijnen van slangenpopulaties door het onder water zetten van overwinteringsplekken (hibernacula). Het plotseling opzetten van de waterstand is ook nadelig voor veel water- en overvegetaties en kan bovendien leiden tot interne eutrofiering. Vandaar dat vernatting geleidelijk dient plaats te vinden, met een jaarlijkse peilverhoging van niet meer dan enkele centimeters. Daarnaast dienen vernattingsmaatregelen er niet toe te leiden dat de natuurlijke peilfluctuatie verstoord wordt. Het is normaal dat in de zomer meer uitdroging optreedt dan in de winter, hiervoor hoeft dus niet voor gecompenseerd te worden door het verder opstuwung van water. Wanneer aan deze voorwaarden wordt voldaan, zijn zeker positieve effecten te verwachten voor verdrogingsgevoelige plant- en diersoorten.

### *Wijze van uitvoeren*

- De uitgangssituatie dient te worden vastgelegd, zodat met relictpopulaties van bedreigde en karakteristieke soorten rekening kan worden gehouden. Bovendien voor karakteristieke soorten geschikte terreindelen opsporen, om deze zo gericht te kunnen sparen.

- Bij de uitvoer van vernatting de waterstand in een gebied langzaam verhogen, zodat geen schokeffecten optreden. Uitvoeren in meerdere stappen met een min of meer natuurlijke snelheid (bv. in een tijdsbestek van 10 jaar maximaal 2-5 cm per jaar).
- Bij een geplande waterstandsverhoging in een gebied eerst de oeverzone (gedeeltelijk) schonen, daarna pas waterstand verhogen.
- Onder voedselrijke omstandigheden eerst verschralen (rijke toplaag van voormalige landbouwgrond verwijderen), pas daarna water opzetten.
- Geen water vasthouden in doorstroomvennen, dit leidt tot een verminderde grondwaterinvloed en dus eutrofiering.
- Als er in de zomer water op het maaiveld staat, is dit voor veel planten en dieren desastreus. Voor sommige soorten is het echter ook onwenselijk om in de winterperiode water op het maaiveld te hebben staan. Er dient dus gestreefd te worden voor een hoge mate van ruimtelijke variatie. Delen van het gebied mogen ook in de winter droog blijven, andere delen alleen in de winter, weer andere delen zelfs in de zomer. Om dit te kunnen bewerkstelligen is getailleerde kennis van de plaatselijke hydrologische situatie nodig om zo tot een weldoordacht en op maat gemaakt hydrologisch beheer te komen.

## Referenties

- Appelberg M, Degerman E, Norrgren L (1992) Effects of acidification and liming on fish in Sweden: A review. *Finnish Fisheries Research* 13: 77-91.
- Bastian A, Bastian HV, Sternberg HE (1994) Is the food supply a deciding factor for the territory choice of Whinchats *Saxicola rubetra*? *Vogelwelt* 115(3): 103-114.
- Beintema A (1997) European Black Terns (*Chlidonias niger*) in trouble: Examples of dietary problems. *Colonial Waterbirds* 20 (3): 558-565.
- Bellemakers MJS, Van Dam H (1992) Improvement of breeding success of the moor frog (*Rana arvalis*) by liming of acid moorland pools and the consequences of liming for water chemistry and diatoms. *Environmental Pollution* 78(1-3): 165-171.
- Biermann R, Daniels FJA (1997) Changes in a lichen-rich dry sand grassland vegetation with special reference to lichen synusia and *Campylopus introflexus*. *Phytocoenologia* 27 (2): 257-273.
- Bijlsma RG, Hustings F, Camphuysen (2001) Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- Bink FA (1992) Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. Schuyt & Co, Haarlem, 511 pp..
- Bink FA (1995) Relaties tussen dagvlinders en milieutypen op de heide. Basisrapport heide 6. IBN-rapport 187, Wageningen, 36 pp.
- Bink FA, Beintema AJ, Esselink H, Graveland J, Siepel H, Stumpel AHP (1998) Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvies fauna. IBN-rapport 431, Wageningen, 191 pp..
- Bobbink 05
- Boer P 1999. Mierenleeuwarven (Neuroptera: Myrmeleontidae) in de kalkarme en kalkrijke Noord-Hollandse Duinen. *Entomologische Berichten* 59:45-52.
- Bosman W, Van Turnhout C, Esselink H (1999) Effecten van herstelmaatregelen op diersoorten: "Eerste versie van Standaard Meetprotocol Fauna (SMPF) en Richtlijnenprogramma Uitvoering Herstelmaatregelen Fauna (RUHF)". Rapport Stichting Bargerveen, Nijmegen, 81 pp..
- Brouwer ea 2000
- Brunsting AMH, Heil GW (1985) The role of nutrients in the interactions between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. *Oikos* 44(1): 23-26.
- Buchwald R, Schmidt B (1990) The keeled skimmer (*oeverlibel*) (*Orthetrum coerulescens*, Odonata) in southern Baden: Special studies of ecological requirements, population dynamics and endangerment. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz Freiburg im Breisgau* 15(1): 109-144.
- Burny 99
- De Goede RGM, Dekker HH (1993) Effects of liming and fertilization on nematode communities in coniferous forest soils. *Pedobiologia* 37(4): 193-209.
- De Graaf 00
- De Graaf MCC, Verbeek PJM, Cals MJR, Roelofs JGM (1994) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapport monitoringsprogramma eerste fase, Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie KUN, Nijmegen, 248 pp..
- De Jong R (1995) Het Heideblauwtje. *Vlinders* 10: 10-15.
- De Molenaar JG, Bink FA (1994) Een visie op het functioneren van de heide als systeem, met nadruk op de droge heide. In: Een nieuwe kijk op hei : verslag van de heideworkshop gehouden op 25 mei 1993 te Wageningen. Beije HM, Moen P, Wijkhoven ALJ (Eds.) IBN-rapport 073, p. 41-56.
- De Molenaar JG (1995) Functioneren en beheren van heide. Basisrapport heide 4. IBN-DLO, Wageningen, 44 p.
- De Smidt JT, Brunsting AMH (1990) Tegengaan van vergrassing bij heidekeverplaag. *Levende Natuur*, p. 60-62.
- Decler K (1989) De effecten van waterpeil- en maaibeheer op de spinnenfauna van rietlanden. In: *Insektenfauna en natuurbeheer*. Ellis WN (Ed.), K.N.N.V., Utrecht, p 7-13.
- Denton JS, Beebe TJC (1997) Effects of predator interactions, prey palatability and habitat structure on survival of natterjack toad *Bufo calamita* larvae in replicated semi-natural ponds. *Ecography* 20 (2): 166-174.

- Diemont WH (1996) Survival of Dutch heathlands. IBN Scientific Contributions 1, Wageingen, 78 pp..
- Dorland 04
- Dorland ea 2000
- Ernsting G, Huyer FA (1984) A laboratory study on temperature relations of egg production and development in two related species of carabid beetle. *Oecologia* 62: 361-367.
- Esselink H, Geertsma M, Kuper J (1994) Red-backed Shrike: an indicator for integrity of ecosystems? *Journal fur Ornithologie* 135: 290-290.
- Gimingham 72
- Gimingham 94
- Graveland J (1996) The decline of an aquatic songbird: The Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in the Netherlands. *Limosa* 69 (3): 85-96.
- Graveland J (1998) Effects of acid rain on birds populations. *Environ.Rev.* 6: 41-54.
- Green RE, Griffiths GH (1994) Use of preferred nesting habitat by stone curlews *Burhinus oediacnemus* in relation to vegetation structure. *Journal of Zoology (London)* 233(3): 457-471.
- Haaland 02
- Havas M (1981) Physiological response of aquatic animals to low pH. In: Singer (ed.) Effects of acidic precipitation on benthos. Proc. Symp. Colgate University, Hamilton, NY, August 8 -9, 1980. North American Benthological Society, pp. 49-65.
- Havens KE (1992a) Acidification effects on the algal zooplankton interface. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(12): 2507-2514.
- Haysom KA, Coulson JC (1998) The Lepidoptera fauna associated with *Calluna vulgaris*: effects of plant architecture on abundance and diversity. *Ecological Entomology* 23: 377-385.
- Heydemann B, Hofmann W, Irmeler U (1994) Bedeutung von Heideökosystemen für die Wirbellosenfauna. Supplement zu Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft / Zoologisches Institut und Museum der Universität Kiel, Kiel, 126 pp..
- Hochkirch A, Klugkist H (1998) Die Heuschrecken des Landes Bremen - ihre Verbreitung, Habitate und ihr Schutz (Orthoptera: Satoria). Abhandlungen herausgegeben vom Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen 44: 3-73.
- Hornman M (1996) De effecten van verzuring en eutrofiëring door atmosferische stikstof- en zwavelverbindingen op terrestrische fauna. Scriptie no. 193, Aquatische Oecologie en Milieubiologie, KUN, Nijmegen, 29 pp..
- Ingrisch & Kohler 98
- Jonkers DA (1995) Vogels en heterogeniteit van heideterreinen. Basisrapport heide 5. IBN-DLO, Wageningen, 48 pp.
- Joy J, Pullin AS (1997) The effects of flooding on the survival and behaviour of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae. *Biological Conservation* 82 (1): 61-66.
- Kleukers RMJC, Van Nieuwkerken EJ, Odé B, Willemse LPM, Van Wingerden WKRE (1997) De sprinkhanen en krekels van Nederland (Orthoptera). KNNV, Utrecht, en EIS, Leiden, 416 pp..
- Leuven RSEW, De Hartog C, Christiaans MMC, Heijligers WHC (1986) Effects of water acidification on the distribution pattern and the reproductive success of amphibians. *Experientia* 42: 495-503.
- Leuven RSEW, Wendelaar Bonga SE, Oyen FGF, Hagemeijer W (1987) Effects of acid stress on the distribution and reproductive success of freshwater fish in Dutch soft waters. *Annales de la Societe Royale Zoologique de Belgique* 117: 231-242.
- Lorenzon P, Clobert J, Oppliger A, John AH (1999) Effect of water constraint on growth rate, activity and body temperature of yearling common lizard (*Lacerta vivipara*). *Oecologia Berlin* 118 (4): 423-430.
- Muilwijk J (1993), Het effect van bekalking op loopkevers (Carabidae) in een perceel grove den en zomereik. *Entomologische Berichten* 53: 121-127.
- Niewold FJJ (1996) Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. *NNA-Berichte* 1: 11-20.
- Ouedraogo, R.M., Goettel, M.S. & Brodeur, J. (2004). Behavioral thermoregulation in the migratory locust: a therapy to overcome fungal infection. *Oecologia* 138: 312-319



- Patience RL, Sterry PR, Thomas JD (1983) Changes in chemical composition of a decomposing aquatic macrophyte, *Lemna paucicostata*. *Journal of Chemical Ecology* 9: 889-911.
- Peterson MA (1982) The effects of air pollution and acid rain on fish, wildlife and their habitats : introduction. Washington, D.C., U.S. Fish and Wildlife Service, 181 pp..
- Rink U (1990) Structure and phenology of carabid communities (Coleoptera, Carabidae) in pine forest sites influenced by urban emissions in the Grunewald Forest of West Berlin (Germany). *Zoologische Beiträge* 33(2): 265-294.
- Shore RF, McKenzie S (1993) The effects of catchment liming on shrews *Sorex* spp. *Biological Conservation* 64(2): 101-111.
- Shreeve TG (1990) Microhabitat use and hindwing phenotype in *Hipparchia semele* (Lepidoptera, Satyrinae): thermoregulation and background matching. *Ecological Entomology* 15: 201-213.
- Siepel H (1990) The influence of management on food size in the menu of insectivorous animals. *Proceedings of Experimental & Applied Entomology* 1: 69-74.
- Siepel H, Meijer J, Mabelis J, De Boer MH (1989) A tool to assess the influence of management practices on grassland surface macrofaunas. *Journal for Applied Entomology* p. 271-290.
- Siepel H, Bink FA, Van der Werf DC, Maaskamp FIM (1996) VLINDEREXPERT, een expertsysteem voor vlindervriendelijk terreinbeheer. IBN-DLO, Wageningen.
- Spek 04
- Stoutjesdijk 59
- Strijbosch H (1986) Niche segregation in Sympatric *Lacerta agilis* and *L. vivipara*. *Studies Herpetology* 449-454.
- Stuifzand 04
- Timmermans KR (1986) De invloed van beheersmaatregelen van de heide (*Calluna vulgaris*) op bodem-microarthropoden. Studentenverslag RIN, Arnhem.
- Van de Bund CF (1986) Diersoorten als toets voor natuurwaarde van heide. *De Levende Natuur* 87: 14-23.
- Van den Ancker JAM, De Winder B (1985) De rol van algen bij de stabiliteit van duinterreinen. *Duin* 8: 18-20.
- Van der Heide J, Hovenkamp F, Hovenkamp W, Siepel H, Van de Wiel P (1981) De heidekever, aanzet of oorzaak? Rapport nr. 76, RIN Arnhem.
- Van Dijk TS (1994) On the relationship between food, reproduction and survival of two carabid beetles: *Calathus melanocephalus* and *Pterostichus versicolor*. *Ecological Entomology* 19: 263-270.
- Van Kleef HH, Felix RPWH (1996) De macro-fauna-samenstelling voor en na uitvoering van effectgericht maatregelen. Rapport no. 415, Vakgroep Oecologie, KUN, Nijmegen, 46 pp..
- Van Kleef ea in press
- Van Wingerden ea 97
- Verbeek et al 05
- Verstegen MAJM, Siepel H, Stumpel AHP, Wijnhoven HAH (1992) Heide en heidefauna: indicaties voor het beheer. Rapport no. 92/26, IBN-DLO, Arnhem, 112 pp..
- VOFF (1997) Jaarboek Natuur 1997. De winst- en verliesrekening van de Nederlandse natuur. KNNV Uitgeverij, Utrecht/Vereniging Onderzoek Flora en Fauna, Wageningen.
- Vogels 05
- Vogels et al 05
- Wagner T (1994) Breeding season diet of the Great Grey Shrike *Lanius excubitor* in forested habitats of southern Westphalia, Germany. *Vogelwelt* 115 (4): 179-184.
- Wallis de Vries MF, Knotters JC (2000) Effecten van gefaseerd maaibeheer op de ongewervelde fauna van graslanden. *De Levende Natuur* 101: 37-41.
- Witters H, Vangenechten JHD, Van Puymbroeck S, Vanderborcht OLJ (1984) Interference of aluminium and pH on the Na-influx in an aquatic Insect *Corixa punctata* (Illig.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 32: 575-579.
- Zimmer M, Topp W (1997) Does leaf litter quality influence population parameters of the common woodlouse, *Porcellio scaber*(Crustacea: Isopoda)? *Biology and Fertility of Soils* 24 (4): 435-441.

