

Terreinkeus van de roerdomp in Nederlandse moerasgebieden

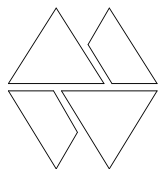


R.M.G. van der Hut



Terreinkeus van de roerdomp in Nederlandse moerasgebieden

R.M.G. van der Hut



Bureau Waardenburg bv

Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg

Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849

e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

opdrachtgever: Vogelbescherming Nederland

31 maart 2001
rapport nr. 01-010

Status uitgave:	eindrapport
Rapport nr.:	01-010
Datum uitgave:	31 maart 2001
Titel:	Terreinkeus van de roerdomp in Nederlandse moerasgebieden
Samensteller:	drs R.M.G. van der Hut
Foto omslag:	Oude Rijnstrangen (R.M.G. van der Hut)
Aantal pagina's inclusief bijlagen:	106
Project nr.:	00-036
Projectleider:	drs J. van der Winden
Naam en adres opdrachtgever:	Vogelbescherming Nederland Postbus 925 3700 AX Zeist
Referentie opdrachtgever:	Briefnr 00-B171/TdB/mh/dd 23 mei 2000
Akkoord voor uitgave:	Hoofd Sector Vogelecologie
Paraaf:	drs. S. Dirksen

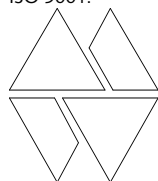
Bureau Waardenburg bv is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Bureau Waardenburg bv; opdrachtgever vrijwaart Bureau Waardenburg bv voor aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

© Bureau Waardenburg bv / Vogelbescherming Nederland

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom.

Niets uit dit rapport mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden d.m.v. druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de opdrachtgever hierboven aangegeven en Bureau Waardenburg bv, noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

Het kwaliteitszorgsysteem van Bureau Waardenburg bv is door CERTIKED gecertificeerd overeenkomstig ISO 9001.



Bureau Waardenburg bv

Adviseurs voor ecologie & milieu

Postbus 365, 4100 AJ Culemborg

Telefoon 0345 - 512710, Fax 0345 - 519849

e-mail wbb@buwa.nl website: www.buwa.nl

Inhoud

Vooraf.....	5
Deel I Synopsis.....	7
Inleiding.....	9
Het modelmatig beschrijven van de terreinkeus.....	10
Terreinkeus van de roerdomp in het broedseizoen.....	11
Toepassing van het habitatmodel voor inrichting en beheer.....	14
Terreinkeus en overleving in de winter.....	17
Trefkans en inventarisatiemethodiek.....	17
Deel II.....	21
Technische rapportage.....	21
1 Inleiding.....	23
2 Gebied en methoden.....	27
2.1 Gebieden.....	27
2.2 Terreinkeus in het broedseizoen.....	30
2.2.1 Theoretische achtergrond.....	30
2.2.2 Vogelgegevens.....	31
2.2.3 Terreinkenmerken.....	32
2.2.4 Kenmerkanalyse.....	34
2.2.5 Habitatmodel.....	34
2.2.6 Regressie-analyse.....	35
2.3 Terreinkeus in de winter.....	37
2.4 Trefkans en inventarisatiemethodiek.....	37
3 Terreinkeus in het broedseizoen.....	39
3.1 Inleiding.....	39
3.2 Habitatselectie.....	39
3.2.1 Algemeen.....	39
3.2.2 Oppervlak moerasgebied.....	40
3.2.3 Schaal van moerasvegetaties.....	41
3.2.4 Waterpeil.....	44
3.2.5 Onderlaag in moerasvegetaties.....	45
3.2.6 Vegetatiehoogte.....	48
3.2.7 Begrazing en maaibeheer.....	50
3.2.8 Moerasoevervegetaties.....	52
3.2.9 Beschutting van moerasoevervegetaties.....	53
3.2.10 Rietranden langs grasland.....	55
3.2.11 Bos en andere vegetaties.....	56
3.2.12 Wegen en bebouwing.....	57
3.3 Habitatmodel.....	57
3.4 Regressie-analyse.....	61
3.5 Ecologische interpretatie.....	63

3.6	Discussie.....	67
3.6.1	Activiteitengebied.....	67
3.6.2	Kenmerken in het model.....	68
3.6.3	Drempelwaarden.....	68
3.6.4	Verklaarde variatie.....	69
3.6.5	Betrouwbaarheid.....	69
3.6.6	Referenties.....	70
4	Terreinkeus en overleving in de winter.....	75
4.1	Inleiding.....	75
4.2	Terreinkeus in de winter.....	75
4.3	Populatieschommelingen en strenge winters.....	76
4.4	Discussie.....	79
5	Trefkans en inventarisatiemethodiek.....	81
5.1	Inleiding.....	81
5.2	Trefkans.....	81
5.3	Inventarisatienauwkeurigheid.....	84
5.4	Discussie.....	85
6	Conclusies en aanbevelingen.....	89
6.1	Inventarisatiemethodiek.....	89
6.2	Inrichting en beheer.....	89
6.2.1	Eisenpakket.....	89
6.2.2	Monitoring.....	90
6.2.3	Terreinevaluatie.....	91
6.2.4	Inrichting.....	92
6.3	Onderzoek.....	94
7	Literatuur.....	95
	Dankwoord.....	99
	Bijlage 1. Overzicht van onderzochte terreinkenmerken.....	101

Vooraf

Tot dusver waren kwantitatieve gegevens over de eisen die roerdompen aan hun leefomgeving stellen zeer beperkt beschikbaar. Informatie die gebruikt wordt voor het beheer van moerasgebieden met het oog op geschiktheid voor roerdompen berust daarom veelal uitsluitend op veldervaring van beheerders en waarnemers.

Om een goede kwantitatieve beschrijving te kunnen geven van de terreinkeus van de roerdomp was het nodig om op een gestructureerde manier gegevens te verzamelen in verschillende moerasgebieden. In 2000 zijn twaalf gebieden bezocht waarvan tevens goede gegevens over het voorkomen van roerdompen beschikbaar waren. Een systematische aanpak voor de analyse van de gegevens was noodzakelijk en leidde tot de presentatie van een grote hoeveelheid gegevens in een basisstudie. Deze basisstudie is cruciaal voor een goed begrip van de eisen aan het leefgebied en voor een onderbouwing van een instrument voor beheer en inrichting. Gezien de omvang en de technische inhoud van deze basisstudie is gekozen voor een tweedeling van de rapportage.

In het eerste deel “synopsis” wordt een uitgebreide samenvatting gepresenteerd, waarin beknopt alle informatie is opgenomen die voor beheer en beleid relevant is. Hier zijn de randvoorwaarden van een moeras als leefgebied voor de roerdomp en de toepassingsmogelijkheden van het onderzoeksresultaat inzichtelijk beschreven. Dit deel is zelfstandig leesbaar.

In het tweede deel “technische rapportage” wordt de verzamelde informatie gedetailleerd besproken voor iedereen die exact wil weten hoe de vork in de steel zit. Hier worden de voor roerdompen relevante gebiedskenmerken, de analyse van de terreinkeus en de overige onderzoeksresultaten in detail besproken. Per sectie wordt in een discussie aandacht besteed aan de kwaliteit en betekenis van de gevonden getallen.

Deel I Synopsis

Inleiding

Aanleiding

De Roerdomp is een moerasvogel, die zich in Nederland in een kwetsbare situatie bevindt. De broedvogelpopulatie is vrij klein en de stand is gedurende de afgelopen decennia met meer dan 75% achteruitgegaan. De roerdomp is daarom opgenomen in het Beschermingsplan Moerasvogels 2000-2004 van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Ten behoeve van beschermingsmaatregelen bestaat sterke behoefte aan kwantitatieve kennis van de eisen die Roerdompen stellen aan hun leefomgeving. Vogelbescherming Nederland heeft daarom Bureau Waardenburg opdracht gegeven om onderzoek te verrichten naar de terreinkeus van de roerdomp in Nederland.

Doelstelling

De doelstelling van dit onderzoek is in de eerste plaats het kwantificeren van de terreineisen in de broedperiode in de vorm van een voor Nederland geldend habitatmodel. Dit model moet een concreet handvat bieden voor terreinbeheerders, die het leefgebied voor roerdompen willen verbeteren. In de tweede plaats richt het onderzoek zich op de wintersituatie voor roerdompen en op de terreinkenmerken die belangrijk kunnen zijn voor de winteroverleving. In de derde plaats is het doel een richtlijn te bieden voor broedvogelinventarisaties, die – mede – gericht zijn op de roerdomp.

Bescherming van de roerdomp

Dit onderzoek is uitgevoerd om een instrument te bieden voor de bescherming van de roerdomp. Het habitatmodel kan ingezet worden als instrument om te beoordelen of lokale ontwikkelingen in de broedvogelstand in verband gebracht kunnen worden met landschappelijke veranderingen, zodat de beheerder inzicht krijgt in de oorzaken van voor- of achteruitgang van de roerdomp. Daarnaast biedt het model de mogelijkheid om een kwaliteitsmeting uit te voeren van een gebied, waarbij de draagkracht voor de roerdomp wordt bepaald. Deze aanpak maakt het mogelijk om kwantitatief aan te geven in welke opzichten het terrein in kwaliteit te kort schiet. Deze informatie biedt handvaten voor een beheer- of inrichtingsplan.

Aanpak

De terreinkeus van de roerdomp is onderzocht door in een aantal Nederlandse moerasgebieden de verspreiding van roerdompen te relateren aan terreinkenmerken. Hierbij is gekozen voor een aanpak waarbij de structuur van de vegetatie centraal staat. Rietvegetaties verschillen sterk in hoogte, stengeldichtheid en gelaagdheid, waarbij bodemtype, waterpeil, mairegime en begrazingsdruk een rol kunnen spelen. Voor de verklaring van het voorkomen van roerdompen lijken dit belangrijke kenmerken. Gekozen is voor een aanpak waarbij op een zo efficiënt mogelijke manier de voor roerdompen relevante terreinkenmerken in moerasgebieden gebiedsdekkend geïnventariseerd worden. Deze aanpak maakt het mogelijk om de terreineisen te kwantificeren in de vorm van een habitatmodel, waarbij een eenvoudig model met

praktische toepasbaarheid het uitgangspunt is. De methodiek is in een periode van vier jaar (1996-1999) ontwikkeld en beproefd in een Noord-Hollands moerasgebied. Tellingen van roerdompen in het winterhalfjaar en gegevens over de terreinkeus in deze periode bleken niet beschikbaar. Daarom is gekozen voor een beschrijvende schets van de wintersituatie aan de hand van interviews en literatuuronderzoek. Hierbij is aandacht geschonken aan bestandsontwikkelingen in de regio, het foerageergedrag en aan de verspreiding van roerdompen in de wintermaanden. De vraag over trefkans en inventarisatiemethodiek van roerdompen is aangepakt door aan de hand van inventarisatiegegevens de roepactiviteit in verschillende gebieden te vergelijken en het effect van verschillende bezoekschema's op het inventarisatieresultaat te bepalen.

Het modelmatig beschrijven van de terreinkeus

Gebieden

Om een voor Nederland geldend habitatmodel op te kunnen stellen is een steekproef van moerasgebieden onderzocht, waarin voldoende roerdompen voorkomen en waarin de variatie aan bodemtypen en terreinkenmerken groot genoeg is. Twaalf gebieden in zes regio's zijn onderzocht met een gezamenlijk oppervlak van ongeveer 2500 hectare: duinmoeras (Texel), veenweidemoeras in Zaanstreek-Waterland (Twiskepolder, Ilperveld), veenmoeras in Noordwest-Overijssel (Achterweide en Hoogwaterzone in de Wieden), kleimoeras op zeeleibodem (Harderbroek bij Harderwijk), kleimoeras op rivierleibodem (Oude Rijnstrangen bij Zevenaar) en vennen op de hoge zandgronden (Malpie, Maaij, Vessemse Vennen en delen van de Groote Peel en Deurnesche Peel). In deze gebieden zijn in de jaren 1996-2000 26-40 territoria van de roerdomp vastgesteld, ongeveer 17% van de geschatte broedpopulatie in heel Nederland.

Terreinkenmerken en vogelgegevens

Terreinkenmerken zijn verzameld in vakken van 200x200 meter. Het uitgangspunt voor de inventarisatie was een topografische kaart, waarop een raster met cellen van 200x200 meter is ingetekend, die correspondeert met de bestaande indeling in kilometervakken. Onderzocht zijn het waterpeil en de vegetatiestructuur. Centraal staat het vegetatieprofiel, waarbij de vegetatie wordt ingedeeld in hoogteklassen. Per vegetatielaag zijn drie kengetallen bepaald:

- het oppervlak of de bedekking van een vegetatielaag;
- de diameter van aaneengesloten vegetatie, bijvoorbeeld de maximale breedte van een rietkraag;
- de randlengte van scherpe vegetatiegrenzen, zoals die van riet-water en riet-grasland.

Het waterpeil in vegetaties is verdeeld in drie klassen: permanent droog, permanent nat en periodiek geïnundeerd.

De roerdompgegevens zijn afkomstig van terreinbeheerders en vogelwaarnemers. De territoria, die in de jaren 1996-2000 zijn vastgesteld, zijn verdeeld over de vakken, waarin de terreinkenmerken zijn onderzocht.

Opstellen van het habitatmodel

Bij het beschrijven van de terreinkeus van de roerdomp in de vorm van een habitatmodel gaat het om het zoeken naar terreinkenmerken die de aanwezigheid of afwezigheid van een roerdomp in een vak verklaren. De achterliggende gedachte in de procedure is dat een roerdomp zich vestigt in een terrein(deel), indien de voor hem relevante kenmerken (hier kritische kenmerken genoemd) met een minimale omvang (hier drempelwaarde genoemd) voorkomen. Hierbij zijn de volgende stappen genomen.

1. Het samenvoegen van gegevens. Gezien de omvang van het activiteitengebied van een roerdomp en de omvang van de gegevens bleek een indeling van vakken met afmetingen van 400x400 meter (oppervlak 16 hectare) optimaal. De verspreidingsgegevens van roerdompen in de jaren 1996-2000 zijn samengenomen om rekening te houden met ondertellingen en om de draagkracht van de terreindelen zo goed mogelijk te kunnen schatten.
2. Het zoeken naar terreinkenmerken die een verband tonen met het voorkomen van roerdompen (kritische kenmerken). Door de verspreidingskaarten van roerdompen en die van de terreinkenmerken als het ware over elkaar te leggen wordt duidelijk welke kenmerken een verklarende waarde hebben. Hier wordt onderzocht of de aan- of afwezigheid (de presentie) van roerdompen in een vak gerelateerd kan worden aan de waarde van een terreinkenmerk, bijvoorbeeld het oppervlak riet, dat periodiek of permanent in water staat.
3. Het zoeken naar kritische grenzen van relevante kenmerken (drempelwaarden). Voor elk relevant kenmerk is vastgesteld wat de minimumwaarde is in door roerdompen bezette vakken.
4. Het zoeken naar een set van kenmerken die de verspreiding van roerdompen het beste verklaart. Het gaat hier om een combinatie van kenmerken met bijbehorende minimumwaarden, die alle moeten gelden in een willekeurig vak om de aan- of afwezigheid van een roerdomp zo goed mogelijk te verklaren.

Terreinkeus van de roerdomp in het broedseizoen

Karakteristiek van het leefgebied

De roerdomp kan gekarakteriseerd worden als een vogel van halfopen moerasgebieden met periodiek of permanent in water staande overjarige riet- en lisdoddevegetaties, afgewisseld door min of meer kleinschalig oppervlaktewater en/of extensief beheerde graslanden. De schaal van de moerasvegetaties en de lengte van randen van riet- en lisdoddevegetaties langs oppervlaktewater en van randen van nat tot vochtig riet langs extensief beheerd, vochtig grasland zijn hierbij essentiële kenmerken.

Activiteitengebied van de roerdomp

De omvang van het activiteitengebied van een roerdomp in het broedseizoen lijkt van gebied tot gebied sterk te kunnen verschillen, afhankelijk van de ligging van geschikte nestplaatsen en voedselgebieden. Waarnemingen van vogelwaarnemers en terreinbeheerders wijzen erop dat in rietmoerassen, zoals het Harderbroek en de Rijnstrangen, het activiteitengebied beperkt is (actieradius wellicht 200-300 meter) en dat in veenweidemoerassen met verspreid liggende rietpercelen, rietkragen en vochtige weidepercelen, de foerageergronden op 1-2 kilometer afstand van de broedplaats kunnen liggen. Deze wetenschap is relevant voor de toepassing van het habitatmodel.

Resultaat van de modelbenadering

De modelmatige analyse van de terreinkeus laat zien dat acht aspecten in de onderzochte terreinkenmerken verklarend zijn voor de verspreiding van roerdompen. Dat zijn de schaal, leeftijd, hoogte en gelaagdheid van moerasvegetaties, randzones van moerasvegetatie langs water en grasland, beschutting van oevervegetatie, water op het maaiveld en oppervlaktewater. Deze aspecten zijn kwantitatief verwerkt in een model met 7 kenmerken. Het model blijkt de aanwezigheid van roerdompen goed te verklaren. In de meeste gevallen (86%) verklaart het model correct de aan- of afwezigheid van roerdompen in een vak van 400x400 meter. De toepasbaarheid voor verschillende delen van Nederland lijkt goed, omdat de verklarende waarde voor de onderzochte gebieden in afzonderlijke regio's eveneens groot is.

Ecologische betekenis van de modelkenmerken

De ecologische betekenis van de modelkenmerken kan aangegeven worden in termen van nestplaatskeuze en foerageerstrategie. Nesten van roerdompen zijn in de onderzochte gebieden gevonden in overjarig riet, dat permanent of periodiek in water staat of op een met water verzadigde bodem groeit. Het nest rust op een onderlaag van oud plantenmateriaal in de vorm van bladstrooisel en/of een kniklaag van oude stengels. Water op het maaiveld en een hoge vegetatiedichtheid in jarenlang niet gemaaide opstanden zijn waarschijnlijk van betekenis om het risico op predatie door grondpredatoren te minimaliseren.

Roerdompen foerageren in het broedseizoen in ondiep beschut water, langs meer of minder opgaande, overjarige en veelal beschut gelegen oevervegetaties van riet of lisdodde, langs rietranden die grenzen aan extensief beheerd grasland en in vochtige laagten met lage moerasvegetatie in meer open grasland. Gegevens over de voedselsamenstelling in Nederland zijn niet bekend, maar waarnemingen en buitenlands onderzoek wijzen erop dat vis, amfibieën, kleine zoogdieren en mogelijk ook grote waterinsecten op het menu staan. De lengte aan geschikte randen van moerasvegetaties als maat voor het foerageergebied in de onderzochte terreinen blijkt een goede verklaring te geven voor de roerdompdichtheid.

Terreineisen van de roerdomp in Nederland

Het habitatmodel biedt de mogelijkheid voor het samenstellen van een eisenpakket, waaraan een moerasgebied moet voldoen om leefruimte te bieden voor een roerdomp-territorium. Deze eisen gelden binnen een zoekgebied met een diameter van

400 meter tot 1-2 kilometer. Dit zoekgebied is afhankelijk van de omvang van het activiteitengebied van een roerdomp. In deze lijst van voorwaarden geldt dat aan alle voorwaarden voldoen moet zijn. Deze lijst is gebaseerd op gemiddelde waarden binnen het zoekgebied.

- Het moerasgebied is minimaal 25 hectare groot.
- De diameter van aaneengesloten moerasvegetatie is minimaal 25-50 meter. Dit betekent dat in het gebied minimaal één rietperceel aanwezig is op deze schaal.
- Het waterpeil in moerasvegetaties is zodanig dat minimaal 1-2 hectare permanent of periodiek in water staat.
- Het oppervlak van lage moerasvegetaties en oud plantenmateriaal als onderlaag in opgaande moerasvegetaties is minimaal 0,5-1 hectare.
- Het oppervlak overjarig opgaand moeras (riet, lisdodde) is minimaal 0,5-1 hectare.
- De lengte aan moerasranden, randen van lage en opgaande moerasvegetaties langs oppervlaktewater of grasland, is minimaal 1,6-3,2 kilometer.
- De lengte aan overjarige beschutte moerasoevers en/of randen van opgaand riet langs extensief beheerd grasland is minimaal 0,8-1,6 kilometer.
- Oppervlaktewater neemt minimaal 1-2 ha in beslag.

Betekenis voor beheer

Het geformuleerde eisenpakket heeft implicaties voor het beheer en de inrichting van moerasgebieden, dat – mede – gericht is op het realiseren van leefgebied voor roerdompen. Hier wordt nader ingegaan op waterpeilbeheer, begrazingsbeheer, maaibeheer en inrichtingsmaatregelen.

In water staand riet is één van de voorwaarden. Een natuurlijke dynamiek in het waterpeil met hoog winterpeil en laag zomerpeil biedt goede perspectieven. Dit kan betrekking hebben op variatie in het peil van het oppervlaktewater, maar ook op variatie in het waterpeil van lager gelegen, van het oppervlaktewater geïsoleerde terreindelen, waar neerslag en verdamping de hoofdrol spelen. Daarnaast zijn goede omstandigheden te realiseren in zogeheten hoogwaterzones: terreindelen waar het waterpeil afzonderlijk geregeld kan worden. Bij een constant peil is de situatie gunstig wanneer verschillen in bodemniveau als effect hebben dat natte en droge plekken elkaar afwisselen.

Begrazing door grote zoogdieren heeft voor een deel negatief effect op roerdompen. Begraasde rietpercelen hebben een open structuur, waardoor onvoldoende dekking is om een geschikte nestplaats te bieden. Aan de andere kant kan begrazing positief uitwerken voor de foerageermogelijkheden. In veenweidemoerassen bieden extensief begraasde, lage en open moerasvegetaties in natte laagten een goed milieu voor amfibieën en daarmee een goed voedselgebied voor roerdompen in de broedtijd. Grootschalig en frequent maaien maakt het leefgebied voor roerdompen ongeschikt. De gegevens wijzen erop dat moerasvegetaties minimaal enkele jaren oud moeten zijn om nestgelegenheid voor roerdompen te kunnen bieden. Moerasvegetaties kunnen wellicht na 50 jaar nog steeds geschikt zijn, waarbij het waterpeilbeheer een sleutelrol lijkt te vervullen. Roerdompen verdragen wel dat delen van het terrein jaarlijks gemaaid worden, mits voldoende oude riet- of lisdoddevegetatie blijft staan.

Inrichtingsmaatregelen richten zich op het realiseren van in water staande moerasvegetatie door maaiveldverlaging (afplaggen van de bovenlaag met oud plantenmateriaal) en het graven van sloten in rietland, zodat de randlengte aan oevervegetaties wordt vergroot.

Toepassing van het habitatmodel voor inrichting en beheer

Waarom gaat de roerdomp achteruit?

Vanuit het oogpunt van beheer is het relevant om te weten of een achteruitgang van de roerdompstand veroorzaakt wordt door veranderingen in de terreinkwaliteit, of dat deze samenhangt met externe factoren. In het laatste geval zal de lokale ontwikkeling een afspiegeling zijn van de algemene trend in Nederland. Wijkt de lokale trend af, dan rijst de vraag of lokale omstandigheden een rol spelen. Monitoring van de terreinkwaliteit kan op deze vraag een antwoord geven. Deze aanpak kent de volgende stappen.

1. Inventariseer periodiek de roerdompstand en de voor roerdompen relevante terreinkenmerken en verzamel ze in vakken van 400x400 meter (een lijst met relevante kenmerken is opgenomen in hoofdstuk 3.3, tabel 5; zie ook bijlage 1). Dit kan jaarlijks gedaan worden, maar ook een minder frequente inventarisatie zou voor beheersdoeleinden kunnen voldoen.
2. Vergelijk de ontwikkeling van de lokale broedvogelstand met die in Nederland. Wijkt de lokale ontwikkeling af, dan kan een verandering in de terreinkwaliteit een rol spelen.
3. Vergelijk de ontwikkeling van de lokale broedvogelstand met de ontwikkeling in het aantal voor roerdompen geschikte vakken volgens het habitatmodel.

Een praktijkvoorbeeld is uitgewerkt voor de Twiskepolder (zie kader).

Praktijkvoorbeeld monitoring

In de jaren 1996-2000 zijn moerasvogels en terreinkenmerken geïnterviewd in een groot deel van de Twiskepolder. Deze monitoring van zowel de vogelstand als de terreinkwaliteit biedt de mogelijkheid om te onderzoeken of de ontwikkeling van de stand van de roerdomp toegeschreven kan worden aan de terreinkwaliteit. In deze jaren varieerde het aantal vastgestelde territoria van 2 tot 4. Het habitatmodel wijst per jaar 5-6 geschikte vakken aan. Een duidelijke ontwikkeling is noch in de terreinkwaliteit, noch in de roerdompstand zichtbaar. De landelijke trend volgens inventarisaties in de gebieden die als onderdeel van het onderzoek naar de terreinkeus in Nederland zijn bezocht, geeft een duidelijke toename aan na de strenge winter van 1995/96. Dit wijst erop dat het maximum in het gebied bereikt is en dat beheer-/of inrichtingsmaatregelen nodig zijn om de stand te kunnen laten toenemen.

Wat is er mis met de terreinkwaliteit?

Het habitatmodel kan gebruikt worden om de kwaliteit van een terrein voor roerdompen te evalueren. Het gaat dan om een 'draagkrachtmeting' van het terrein. Dit betekent dat de relevante kenmerken in het gebied volgens de beschreven methodiek worden geïnventariseerd. Vervolgens kan vastgesteld worden in welk opzicht het terrein, of delen van het terrein (een vak) tekort schiet (welke kenmerken en in welke mate). Dit levert een 'habitattekort-kaart' op, waarin is aangegeven welke kenmerken het betreft.

De aanpak voor een dergelijke terreinevaluatie is als volgt:

1. Inventariseer de voor roerdompen relevante terreinkenmerken in het gebied en verzamelen ze volgens een vakkenindeling van 400x400 meter.
2. Vergelijk de terreinkenmerken met de eisen uit het habitatmodel voor elk vak. Dit levert een lijst op met per vak de ontbrekende of onvoldoende aanwezig zijnde kenmerken, waarbij het 'tekort' gekwantificeerd wordt.
3. Geef het resultaat weer in een kaart. Hierbij kan als uitgangspunt genomen worden om de vakken te bekijken waarin het oppervlak moeras wel voldoet, maar de schaal, ruimtelijke verdeling en/of kwaliteit niet.

Deze aanpak levert een kaartbeeld op, waarin niet alleen de actuele draagkracht van het gebied voor roerdompen, maar ook de potentiële mogelijkheden zijn aangegeven. Het resultaat kan gebruikt worden om te beoordelen waar het rendement van beheer- en inrichtingsmaatregelen het grootst is. Een praktijkvoorbeeld is uitgewerkt voor de Twiskepolder (zie kader).

Praktijkvoorbeeld terreinevaluatie

In 2000 is in een groot deel van de Twiskepolder een inventarisatie van terreinkenmerken en van moerasvogels uitgevoerd. Een vergelijking van de inventarisatieresultaten met het habitatmodel levert het volgende overzicht.

Volgens het model bieden 6 van de 29 vakken van 400x400 meter geschikt leefgebied voor een roerdomp-territorium. In 4 daarvan is een territorium vastgesteld. Eén vak ligt naast een bezet vak, waarbij een roerdomp in het ene vak broedde en in het andere foerageerde. Blijkbaar viel het activiteitengebied van de roerdomp in dit geval niet binnen de grenzen van één vak.

Volgens het model is in 10 andere vakken de omvang van moerasvegetaties voldoende, maar schiet de kwaliteit te kort. In 3 gevallen is de schaal van de moerasvegetaties te gering, in 9 gevallen is het oppervlak permanent of periodiek in water staand riet te beperkt, in 7 gevallen is de lengte aan geschikte rietranden langs oppervlaktewater dan wel grasland onvoldoende en in 1 geval is als gevolg van groot-schalig maaibeheer onvoldoende overjarig riet beschikbaar.

Dit resultaat biedt aanknopingspunten voor het maaibeheer, begrazingsbeheer, waterpeilbeheer en voor inrichtingsmaatregelen. Een keuze zou kunnen zijn om die vakken aan te pakken, waar uitsluitend beheersmaatregelen, gericht op lokaal waterpeil en maaibeheer, voldoende zijn om geschikt leefgebied te realiseren.

Welke maatregelen moeten genomen worden?

Het habitatmodel kan gebruikt worden om een pakket van eisen te formuleren voor een natuurontwikkelingsproject dat voor roerdompen effect moet sorteren. Ook kan het resultaat van een terreinevaluatie gebruikt worden om beheer- en (her)inrichtingsmaatregelen te formuleren, die de omstandigheden voor roerdompen verbeteren. De aanpak kan bestaan uit de volgende stappen.

1. Inventarisatie van de voor roerdompen relevante terreinkenmerken in het gebied of gebiedsdeel.
2. Vergelijking van deze inventarisatie met de eisen volgens het habitatmodel: kwantificeren van de terreinkenmerken, waarin het gebied te kort schiet.
3. Inrichtings- en beheermaatregelen uitwerken die de 'tekorten' opheffen, zodat een voor roerdompen geschikt leefgebied ontstaat.

Deze inrichtings- en beheermaatregelen kunnen betrekking hebben op waterpeilbeheer, maaibeheer en begrazingsbeheer, maar ook op meer rigoreuze ingrepen, zoals het afplaggen van de bovenlaag of het graven van sloten en poelen in rietland. De vertaling van habitateisen naar gewenste vegetatie-ontwikkeling vraagt kennis van lokale processen in moerasontwikkeling. De methodiek is beproefd in de Twiskepolder in Oostzaan-Landsmeer (zie kader).

Praktijkvoorbeeld inrichting

Het grootste rietlandperceel in de Twiskepolder, "de Belt", heeft een oppervlak van ongeveer 25 ha. Uit jaarlijkse broedvogelinventarisaties bleek dat in de loop van de tachtiger jaren moerasvogels van natte rietvegetaties achteruit waren gegaan. De Roerdomp was verdwenen, piekaantallen van de Waterral bleken teruggelopen van 12 tot 5 territoria en de piekaantallen van Baardman van 10 naar 4. De vraag was of deze achteruitgang te wijten was aan veranderingen in de terreinkwaliteit. Oude luchtfoto's wezen erop dat het oppervlak nat rietland was afgenomen ten gevolge van vegetatiesuccessie. In 1996 zijn metingen uitgevoerd. Deze metingen en de analyse via het habitatmodel gaven te zien dat er te weinig beschutte rietoever aanwezig was voor de Roerdomp. Andere belangrijke kenmerken, namelijk de schaal van het rietland en het oppervlak geïnundeerd rietland bleken volgens het model wel voldoende.

In januari 1997 zijn beheersmaatregelen uitgevoerd. Het waterpeil werd verhoogd en ondiepe sloten met een totale lengte van ongeveer 250 meter zijn gegraven in het bestaande rietperceel. De ontwikkeling van waterrietzones verliep snel en in het voorjaar van 1998 was 500 meter overjarig beschut oeverriet extra aanwezig. In deze waterrietzone met aangrenzend overjarig geïnundeerd rietland, vestigde zich een roerdomp in 1998 en 2000. De maatregel leverde ook meer leefgebied op voor onder meer waterral en baardman. In 1998 en 1999 maakte een paar waterral gebruik van de locatie. Daarnaast foerageerde baardmannetjes in de waterrietzone en kwamen grauwe gans en verschillende paren kleine karekiet tot broeden. Hiermee bleek het model succesvol te zijn toegepast in het cyclisch beheer.

Terreinkeus en overleving in de winter

Terreinkeus in de winter

Gedurende zachte winters verblijft een belangrijk deel van de Nederlandse roerdompen waarschijnlijk op en in de directe omgeving van de broedlocaties. Het activiteitengebied is wel groter en vaker wordt langs grootschaliger water en in extensief grasland, in grasbermen en op en langs grazige dijken gefoerageerd. Waarnemingen van roerdompen in gebieden waar normaliter niet gebroed wordt wijzen erop dat er vogels zijn die de Nederlandse broedgebieden verlaten en/of dat ook doortrekkers en wintergasten uit oostelijk Europa in Nederland verblijven.

Tijdens vorstperioden zoeken roerdompen open water op. Open water komt voor als gevolg van gasvorming in veengebieden, als gevolg van kwel en door aanleg van sluizen, gemalen en het graven van zandwinputten. Terugmeldingen van geringde vogels wijzen uit dat tijdens strenge winters roerdompen uit Noord en Noordoost Europa in Nederland verblijven. Een deel van de lokale broedvogels trekt in deze perioden weg uit Nederland.

Sterfte en herstel van broedpopulaties

Regionale ontwikkelingen in de broedvogelstand rond strenge winters laten zien dat de mate waarin de broedpopulatie na een strenge winter afneemt regionaal verschilt. Dit kan er op wijzen dat er verschillen zijn in terreinkwaliteit, in het bijzonder de variatie aan voedselbronnen. Met name de aanwezigheid van extensief grasland en open water tijdens vorstperioden kunnen belangrijk zijn. Daarnaast zijn er verschillen in de mate waarin herstel optreedt na een strenge winter. Ook deze verschillen kunnen veroorzaakt worden door verschillen in terreinkwaliteit, die mogelijk tot uiting komen in verschillen in reproductiecijfers tussen regio's. Dit blijven echter veronderstellingen. Er zijn ook andere verklaringen mogelijk en essentiële gegevens, zoals cijfers over sterfte, reproductie en dispersie in Nederland ontbreken.

Trefkans en inventarisatiemethodiek

Roepactiviteit en trefkans

De roepactiviteit van roerdompen blijkt nagenoeg beperkt tot de maanden april-juni. De gevonden waarden variëren sterk van gebied tot gebied. De seizoensgemiddelden van het aantal roepende mannetjes tijdens een bezoek lopen uiteen van 21 tot 77%, wanneer gebruik gemaakt wordt van gegevens van inventarisaties met een frequentie van 6 bezoeken in de maanden april-juni. Uit intensief onderzoek in één gebied blijkt dat bij deze bezoekfrequentie het aantal territoria wordt onderschat, waardoor de berekende roepactiviteit te hoog is. In dit gebied bleek de roepactiviteit gemiddeld 9% in plaats van de berekende 21%. Opvallend is dat in gebieden met hogere roerdompdichtheden de berekende roepactiviteit hoger is. Naast een reëel verschil in roepactiviteit kan de landschappelijke variatie in het gebied (met name afwisseling van bos en moeras) een rol spelen in de kans om een roerdomp te horen, evenals de telwijze van de inventariseerder (route, tijdstip van de dag).

Het seizoensverloop in de activiteit blijkt min of meer uniform. De activiteit is het hoogst in april en neemt daarna in mei en juni af. Voor zonsopgang blijkt de roepactiviteit duidelijk hoger dan na zonsopgang.

Advies voor broedvogelinventarisaties

Het blijkt dat roerdompen, die geïnventariseerd worden volgens het zogeheten BMP programma voor bijzondere soorten van SOVON, waarbij in de maanden april-juni 6 telronden worden uitgevoerd, sterk onderteld kunnen worden. Een analyse van gegevens uit één gebied, dat intensief is onderzocht, wijst erop dat minimaal de helft van het aantal roerdompterritoria kan worden gemist. Verschillende bezoekschema's, gericht op een optimaal telresultaat bij een zo gering mogelijke extra inspanning, maken duidelijk dat het belangrijk is om tellingen zo veel mogelijk te richten op de optimale periode van de dag, namelijk voor zonsopgang, en in de beste tijd van het seizoen, namelijk van begin april tot half mei.

Op grond van deze bevindingen kunnen de volgende aanbevelingen gedaan worden om het inventarisatieresultaat te verhogen:

- voer conform het BMP-bijzondere soorten in de maanden april-juni eens per twee weken een telling uit;
- voer drie extra tellingen uit in de periode begin april-half mei, gericht op de roerdomp en eventueel andere zeldzame soorten;
- kies de route zodanig dat tijdens alle bezoeken de belangrijkste moerasterreinen, waar roerdompen (kunnen) huizen, voor zonsopgang (van ongeveer twee uur voor zonsopgang tot zonsopgang).

Het blijkt mogelijk om op deze wijze het inventarisatieresultaat te verhogen van ongeveer 50% tot 80%. Deze gegevens zijn gebaseerd op ervaringen in één gebied. Hoewel ervaringen met een zeer lage trefkans ook uit andere gebieden zijn gemeld, is niet duidelijk hoe algemeen geldend een geringe roepactiviteit van roerdompen is.

Gewenst onderzoek

Terreinevaluatie

Het habitatmodel biedt een instrument om de kwaliteit van moerasgebieden voor roerdompen te evalueren en concreet aan te geven welke terreinkenmerken aangepakt moeten worden om de geschiktheid voor roerdompen te vergroten. Het onderzoek geeft aan dat kwaliteitsverandering van bestaande moerasgebieden de roerdompstand in Nederland substantieel kan verbeteren. Het verdient daarom aanbeveling om in een aantal gebieden een evaluatie van de terreinkwaliteit uit te voeren. In twaalf gebieden met een gezamenlijk oppervlak van ongeveer 2500 hectare zijn nu gegevens verzameld over de terreinkwaliteit. Deze gegevens maken het mogelijk om voor het jaar 2000 een terreinevaluatie uit te voeren en voor deze terreinen heel concreet te beschrijven welke terreinkenmerken op welke locaties het beste aangepakt kunnen worden door middel van beheer- en/of inrichtingsmaatregelen.

Inventarisatiemethodiek

Het aanbeveling om in enkele gebieden een intensief inventarisatieprogramma uit te voeren. Dan kan de trefkans nauwkeurig bepaald worden en zijn betrouwbare adviezen voor het inventariseren van roerdompen mogelijk. Op grond van deze gegevens kan een een marge voor populatieschattingen voor Nederland gegevens worden.

Ecologisch onderzoek

De ecologie van roerdompen in Nederland is in veel opzichten nagenoeg onbekend. Vitale gegevens over het activiteitengebied, de reproductie, sterfte, voedselkeus en dispersie ontbreken. Gericht onderzoek is mogelijk, waarbij het recente onderzoek in Groot-Brittannië als referentie kan dienen. Gedacht kan worden aan het uitrusten van roerdompen met zenders, het controleren van nesten, het analyseren van braakresten bij het nest en het ringen van nestjongen. Dit type onderzoek is arbeidsintensief en vraagt een continuering over een reeks van jaren. Het biedt wel perspectief op concrete handvaten en argumenten voor beheersdoeleinden.

Het lijkt zinvol om het effect van de kwaliteit van de omgeving van moerasgebieden en het effect van versnippering van moerassen op het voorkomen van roerdompen te onderzoeken. Dat is mogelijk door relevante gegevens in ruimtelijk grote eenheden, bijvoorbeeld kilometerhokken, te verzamelen, bij voorkeur op nationaal niveau.

Deel II

Technische rapportage

1 Inleiding

De Roerdomp is een moerasvogel, die zich in Nederland in een kwetsbare situatie bevindt, omdat de broedvogelpopulatie vrij klein is en omdat de stand gedurende de afgelopen decennia sterk is achteruitgegaan. Sinds de jaren zestig is de stand met meer dan 75% afgenomen (Van Dijk, Hustings & Verstrael 1994). Dit is de reden dat de Roerdomp is opgenomen in de "Rode Lijst van Karakteristieke en Bedreigde vogels in Nederland" (Staatscourant 1994, 20) en in het "Beschermingsplan Moerasvogels 2000-2004" (Den Boer 2000).

Het opstellen en uitvoeren van beschermingsmaatregelen voor de Roerdomp wordt bemoeilijkt doordat ecologische informatie van de soort schaars is. Er is sterke behoefte aan kennis van de eisen die Roerdompen stellen aan hun leefomgeving. Daarom heeft Vogelbescherming Nederland opdracht gegeven om een onderzoek uit te voeren naar de terreinkeus.

De doelstelling van dit onderzoek is in de eerste plaats het kwantificeren van de terreineisen in de broedperiode in de vorm van een voor Nederland geldend habitatmodel en het bieden van een concreet handvat voor terreinbeheerders, die de situatie voor roerdompen willen verbeteren. In de tweede plaats wil dit rapport een overzicht geven van de situatie in de winter voor roerdompen en de terreinkenmerken die belangrijk kunnen zijn voor de winteroverleving. In de derde plaats is het doel inzicht te krijgen in de nauwkeurigheid van broedvogelinventarisaties volgens gangbare methodiek en het bieden van een richtlijn voor een optimaal inventarisatieresultaat.

De terreinkeus of habitatselectie van moerasvogels kan op verschillende wijzen worden onderzocht. Gekozen is voor een aanpak waarin de vegetatiestructuur centraal staat. Het verklaren van de verspreiding en dichtheid van moerasvogels op grond van de floristische samenstelling van de vegetatie of op grond van vegetatiekundige eenheden stuit op verschillende problemen. In de eerste plaats kan een floristische of vegetatiekundige eenheid in structuur variëren, waarbij de variabele structuurkenmerken medebepalend zijn voor de geschiktheid voor een moerasvogel. Rietvegetaties verschillen sterk in hoogte, stengeldichtheid en gelaagdheid, waarbij bodemtype, waterpeil, mairegime en begrazingsdruk een rol spelen. In de tweede plaats kunnen floristisch of vegetatiekundig verschillende typen overeenkomstige structuurkenmerken hebben, die voor moerasvogels relevant zijn, zoals de aanwezigheid van een onderlaag van stevige stengels en grove bladeren. Daarnaast kunnen vegetatietypen en andere landschappelijke eenheden zoals ecotopen heterogeen zijn in voor moerasvogels relevante kenmerken, zodat de verklarende waarde gering is. Zo kan bijvoorbeeld 'moerasbos' in het ene geval wel natte zeggens en rietbestanden omvatten en in het andere geval niet. Voor de verklaring van het voorkomen van de waterral is dat een belangrijk kenmerk. Een ander belangrijk punt is dat scherpe overgangen van vegetatiestructuren voor veel vogels belangrijk zijn als foerageerzone. In het bijzonder rietranden en randen van wilgopslag zijn van belang voor moerasvogels.

Vanuit het gezichtspunt van een vogel is het aannemelijk dat de structuur van de vegetatie de terreinkeus voor een belangrijk deel bepaalt. Voorbeelden daarvan zijn: een vegetatielaag die geschikt is om het nest te bevestigen, een waterpeil dat geschikt is om te waden, een dichtheid en dikte van stengels die geschikt is om in te klimmen.

De inventarisatie van structuurkenmerken vindt zijn fundament in het werk van Cody (1974, 1978) en Rotenberry & Wiens (1980). De vegetatiedichtheid in verschillende hoogte-intervallen staat hierin centraal. Dit type onderzoek is succesvol toegepast om de habitatselectie van rietzangvogels in Europa te onderzoeken (Leisler 1981, Van der Hut 1986).

Geïnspireerd door de resultaten van deze invalshoek is gezocht naar een aanpak waarbij op een zo efficiënt mogelijke manier de voor moerasvogels relevante terreinkenmerken in moerasgebieden gebiedsdekkend geïnventariseerd kunnen worden. Deze aanpak maakt het mogelijk om de terreineisen te kwantificeren in de vorm van een habitatmodel. Daarnaast is het mogelijk om de geschiktheid van een terrein voor moerasvogels te evalueren. Daarmee biedt het model een concreet handvat voor inrichtings- en beheersmaatregelen. De methodiek is in een periode vier jaar (1996-1999) ontwikkeld en beproefd in een Noord-Hollands moerasgebied (Van der Hut, ongepubliceerd).

Er zijn aanwijzingen dat de wintersituatie voor roerdompen regionaal verschilt en dat deze verschillen een rol spelen in een langzaam of onvolledig herstel van lokale broedpopulaties. Daarom is de wintersituatie nader bekeken. Tellingen van roerdompen in het winterhalfjaar en gegevens over de terreinkeus in deze periode zijn niet beschikbaar. Daarom is de situatie in het winterhalfjaar op een beschrijvende wijze geschetst aan de hand van interviews en literatuuronderzoek. Hierbij is aandacht geschonken aan bestandsontwikkelingen in de regio, het foerageergedrag, de verspreiding van roerdompen in de wintermaanden en aan de variatie aan relevante landschapstypen.

Er bestaat onzekerheid over de omvang van de Nederlandse broedvogelpopulatie om verschillende redenen. De nauwkeurigheid van broedvogelinventarisaties zou voor roerdompen beperkt kunnen zijn, omdat verschillende waarnemers de ervaring hebben dat de roepactiviteit, en daarmee de trefkans klein is. Daarnaast kunnen roerdompen polygaam zijn, zodat de vraag rijst wat het verband is tussen het aantal roerdomp-territoria en het aantal broedgevallen. Omdat gegevens over de status van mannetjes en daadwerkelijke broedgevallen nagenoeg ontbreken, is het onderzoek beperkt tot de trefkans en de nauwkeurigheid van broedvogelinventarisaties. Als aanpak is gekozen om het effect van bezoekschema's op het inventarisatieresultaat te bekijken en de trefkans tijdens inventarisaties tussen gebieden te vergelijken.

De opzet van dit rapport volgt de genoemde vraagstukken: terreinkeus in de broedperiode, de situatie in de winter en de relatie tussen trefkans en nauwkeurigheid van broedvogelinventarisaties. Daarna volgt een hoofdstuk met conclusies en

aanbevelingen, bedoeld voor terreinbeheerders, die een concreet handvat voor verbetering van de situatie van de roerdomp kunnen gebruiken.

2 Gebied en methoden

2.1 Gebieden

Teneinde een voor Nederland geldend habitatmodel voor de roerdomp op te kunnen stellen is een selectie van moerasgebieden gemaakt, waarin naar verwachting de variatiebreedte aan vegetatiestructuren voldoende tot uiting komt. Deze selectie is gebaseerd op verschillende criteria:

spreiding over verschillende fysisch geografische regio's;

voldoende goed toegankelijk;

minimaal 5-10 roerdomp territoria per regio;

voldoende oppervlak per regio, zodat statistische analyse zinvol is;

zodanige spreiding van roerdompen dat deelgebieden met en zonder roerdompen vergeleken kunnen worden;

grote variatie aan begroeiingstypen en beheer.

Het bleek mogelijk om gebieden in zes regio's te onderzoeken met een gezamenlijk oppervlak van ongeveer 2500 hectare (zie figuur 1 en tabel 1).

De gebieden zijn bezocht in de periode eind juni - begin september. De vegetatie is in deze periode volgroeid, zodat de inventarisaties van terreinkenmerken, waarin de vegetatiestructuur centraal staat, vergelijkbaar zijn. Binnen deze periode trad wel een verloop op van het waterpeil in moerasvegetaties. Op dit aspect wordt in de bespreking van de resultaten nader ingegaan.

De onderzochte gebieden kennen grote verschillen in bodemtype, waterpeilregime, maaibeheer en vegetatietypen. Hier wordt een beknopte karakteristiek gegeven om een indruk te bieden van het landschap en het beheer voor zover dat voor moerasvogels in het algemeen en voor de roerdomp in het bijzonder van belang lijkt. De afzonderlijke terreinkenmerken worden besproken in hoofdstuk 3.2. Daar wordt nader ingegaan op verschillen en overeenkomsten tussen de gebieden. Relevant in dit overzicht is dat een aantal gebieden voor een deel is onderzocht en dat in de randzones afwijkende landschappen, zoals akkerbouwgebied en bewoond gebied, voorkomen.

Begroeiingstypen, die voor roerdompen naar verwachting relevant zijn, namelijk moerasvegetaties, grasland en oppervlaktewater, nemen in de vennengebieden een beperkt deel van het oppervlak in (ongeveer 20%); bos en heidevegetaties domineren (zie figuur 2). In duinmoeras is het aandeel eveneens beperkt (ongeveer 30%), en beslaan open duin vegetaties een groot deel van het oppervlak. In de veenweidegebieden en kleimoerassen is het aandeel relatief groot (ongeveer 40-80%).

Tabel 1. Overzicht van gebieden waarin terreinkenmerken in 2000 zijn geïnventariseerd.

gebied	beheerder	onderzocht oppervlak	aantal roerdompen 1996-2000
Texel: Horsmeertjes, Geul, Pompevlak, Grootte Vlak	Staatsbosbeheer	312	1-5
Twiskepolder p.p.	Recreatieschap Het Twiske	444	2-4
Ilperveld p.p.	Noord-Hollands Landschap	176	2-5
Achterweide Wieden	Natuurmonumenten	260	1
Hoogwaterzone e.o. Wieden	Natuurmonumenten	300	5-6
Harderbroek	Natuurmonumenten	248	5-11
Rijnstrangen p.p.	Staatsbosbeheer, Stichting Twickel	288	3-6
Groote Peel: Roerdompven e.o.	Staatsbosbeheer	88	0-1
Deurnesche Peel: Griendtsveen	Staatsbosbeheer	96	0-1
De Malpie	Gemeente Valkenswaard	136	0-1
Maaij	Natuurmonumenten	80	1-2
Vessemse Vennen	Gemeente Vessem	88	0-1

Het oppervlak aan moerasvegetaties is in de meeste gevallen relatief bescheiden. Wanneer de moerasgebieden in engere zin worden bekeken, exclusief de omliggende landschapstypen, dan zijn moerasvegetaties en oppervlaktewater in de vennen en de moerasgebieden op klei en zand wel dominant.

In de veenweidemoerassen zijn sloten, rietkragen, rietpercelen en extensief beweid grasland aspectbepalend. Opvallende verschillen tussen de laagveenmoerassen zijn het oppervlak recreatief gebied in de Twiskepolder (speel- en ligweiden) en de lage moerasvegetaties (met name pitrus) met begrazings- en/of hooibeheer in het Ilperveld.

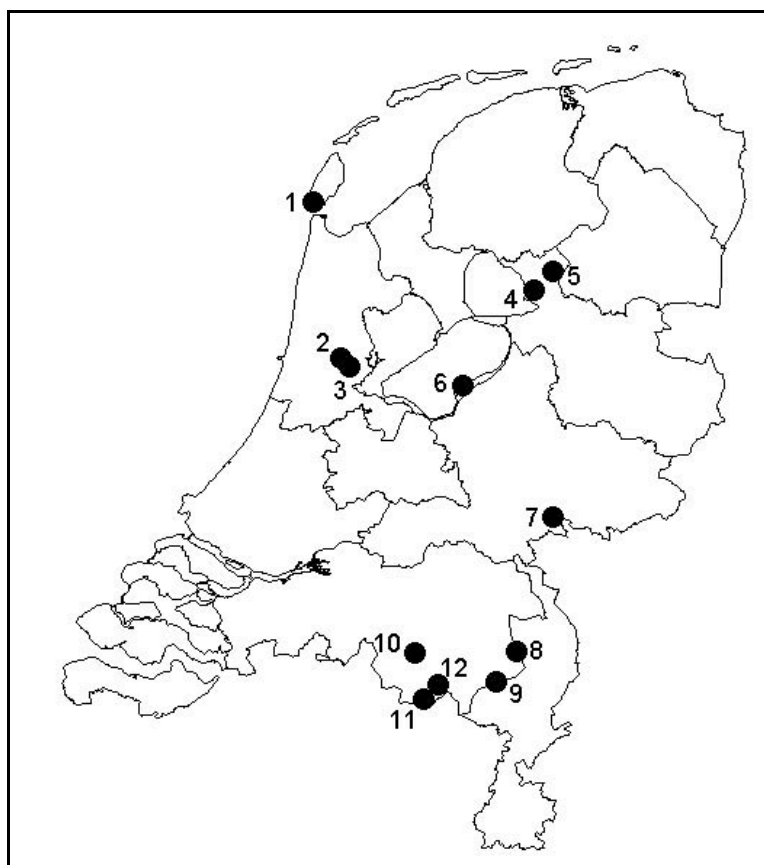
In de Achterweide in de Wieden bepalen grootschalige, jaarlijks gemaaide moerasvegetaties, met name laag open en verruigd rietland, het beeld.

De hoogwaterzone in de Wieden is van recente datum. Hier zijn in twee fasen – een deel in 1990 en een deel in 1994 – weidepercelen geïnundeerd. Dit gebied heeft een constant waterpeil en dient als waterbuffer voor het aangrenzende weidereservaat. Rietmoeras, smalle rietsloten en ondiepe plassen zijn hier aspectbepalend.

Het duinmoeras op Texel bestaat uit drie verschillende, nabijgelegen deelgebieden. De Horsmeertjes zijn ondiepe duinplassen met een brede waterrietgordel. De Geul is een rietmoeras rond een ondiepe plas. Het Grootte Vlak en het Pompevlak zijn in 1993 voor een deel afgeplagd, zodat ondiepe, open plassen zijn ontstaan, waarin rietbegroeiingen zeer schaars zijn en plaatselijk velden met gele lis domineren. Hier wordt begrazing met schotse hooglanders toegepast.

De bezochte vennengebieden in Noord-Brabant en Limburg vallen uiteen in twee groepen. In de vennen van de Groote Peel (Roerdompven en omgeving), Deurnesche Peel (Griendtsveen en omgeving) en De Malpie domineren pitrusvegetaties rond de vennen, met daarnaast velden met pijpestrootje en heide. Riet komt in de Peel niet voor, met uitzondering van één rietveld in het Roerdompven. Het waterpeil fluctueert sterk in relatie tot neerslag en verdamping. In De Malpie liggen twee rieteilandjes in een grotere plas (het Groot Malpieven), het noordelijk vennengebied is voor een groot deel dichtgegroeid met gagelstruweel met hier en daar rietoevers en pitrusveldjes.

In de tweede groep domineren rietvegetaties. De Maaij is een complex van voormalige visvijvers, omzoomd door relatief smalle rietkragen en kades met grasland, ruigte en wilgopslag. De Vessemse Vennen bestaan uit een klein en een groot ven met brede waterrietzones en wilgopslag. In de winter van 1999/2000 zijn de oevervegetaties van het Grootmeer, waar wilgopslag en (riet-)ruigte door jarenlange ongestoorde vegetatiesuccesie zijn gaan domineren, afgegraven.

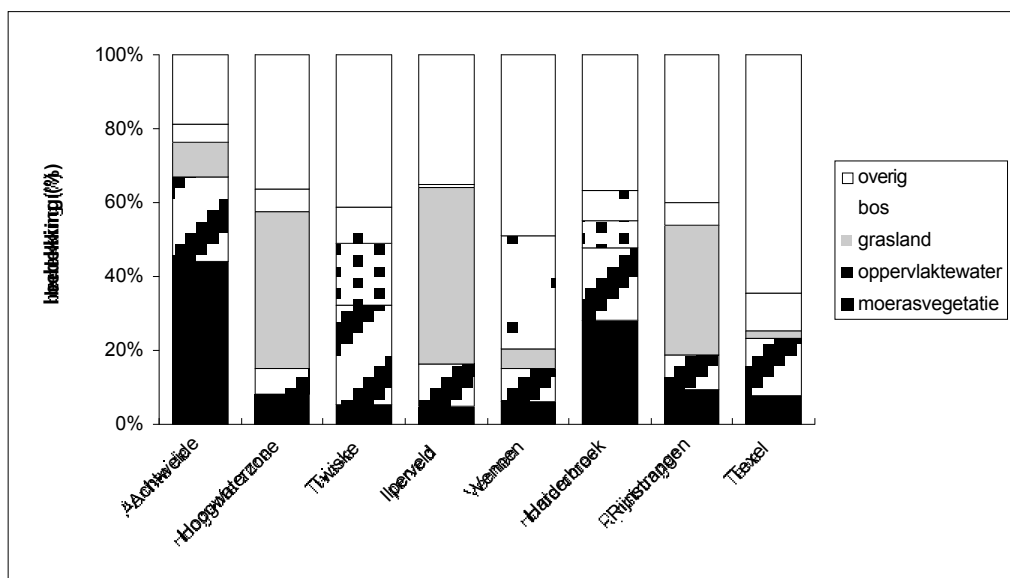


Figuur 1. Ligging van moerasgebieden waarin terreinkenmerken zijn onderzocht.

1 Texel, 2 Twiskepolder, 3 Ilperveld, 4 Achterweide Wieden, 5 Hoogwaterzone Wieden, 6 Harderbroek, 7 Oude Rijnstrangen, 8 Griendtsveen, 9 Roerdompven Groote Peel, 10 Vessemse Vennen, 11 Maay, 12 De Malpie.

In het Harderbroek bepalen uitgestrekt waterrietvelden, ondiepe plassen en relatief smalle rietsloten het beeld. Het terrein kent drie peilgebieden met aanzienlijk peilverloop gedurende het seizoen. Eén deelgebied wordt jaarlijks nagenoeg volledig gemaaid.

In de Rijnstrangen slingert de Oude Rijn, omzoomd door rietvelden en wilgopslag, door maïsvelden en intensief beweid grasland. Jarenlang niet gemaaide, vaak brede waterrietzones bepalen het beeld. De Oude Rijn is nu een ondiepe meanderende relatief smalle sloot met stilstaand water. Het peil wisselt per seizoen en het verloop in het voorjaar en de zomer is groot.



Figuur 2. Bedekking van landschapstypen in de onderzochte gebieden: moerasvegetaties (hoger dan 0,5 meter), oppervlaktewater, grasland (weiland en hooiland), bos en overige typen (met name heide, open duin, recreatief terrein, akkerbouwgrond).

2.2 Terreinkeus in het broedseizoen

2.2.1 Theoretische achtergrond

Het analyseren van de terreinkeus in de vorm van een habitatmodel gaat uit van de volgende gedachte. Elk individu of paar van een soort heeft in de broedtijd een bepaald activiteitengebied. De omvang van dit gebied verschilt per soort en kan uitgedrukt worden als de actieradius, waarbinnen een individu of paar zich beweegt. Een individu zal zich alleen vestigen wanneer binnen de actieradius het landschap aan bepaalde eisen voldoet. Specifieke landschapselementen moeten voorhanden zijn (kritische kenmerken) in voldoende kwantiteit (drempelwaarde). Landschapselementen in de omgeving buiten het activiteitengebied kunnen de aanwezigheid beïnvloeden (omgevingsfactoren, versnippering).

De verspreiding en dichtheid worden niet uitsluitend door lokale factoren bepaald. Met name de overleving in het overwinteringsgebied en de dispersiemogelijkheden lijken belangrijk. Deze factoren zijn niet in het model opgenomen. Wel bieden populatieschommelingen de mogelijkheid om de grenzen van de zeggenskracht van het habitatmodel te verkennen.

De habitat - of de terreinkeus - wordt beschreven aan de hand van het waterpeil en de vegetatiestructuur: de verticale gelaagdheid, de interne structuur, de horizontale variatie en de dimensies. Uitgangspunt hierbij is een zo efficiënt mogelijke meetmethode, waarmee het gebied integraal wordt onderzocht. Dat is nodig om de selectie vast te kunnen stellen en een gebiedsevaluatie uit te voeren. De techniek moet aan de ene kant zo eenvoudig mogelijk zijn en aan de andere kant zo goed mogelijk kritische factoren en drempelwaarden kunnen opsporen.

De analysemethode behelst het stapsgewijs opsporen van de kritische kenmerken en drempelwaarden, die de verspreiding en dichtheid verklaren, evenals eventuele omgevingsfactoren. Het uitgangspunt is dat de aanpak een model oplevert met praktische toepassingsmogelijkheden. De vorm van de toepassing is in de eerste plaats een verklaring van de verspreiding en de dichtheid van roerdompen in een terrein op grond van terreinkenmerken en in de tweede plaats een ruimtelijke kwantificering van terreinkenmerken, die verklaren waarom een roerdomp ontbreekt in een terrein, voor zover dat niet aan andere factoren kan worden toegeschreven.

De gebruikte methodiek is ontwikkeld door Van der Hut met gegevens, verzameld in de Twiskepolder, in de gemeenten Oostzaan en Landsmeer in Noord-Holland (ongepubliceerd). Dit gebied van ca 650 ha kent een grote soortenrijkdom aan moerasvogels in vaak hoge dichtheden, is landschappelijk zeer gevarieerd en is goed toegankelijk. Deze eigenschappen maken het tot een zeer geschikt onderzoeksgebied. In de jaren 1996-2000 zijn broedvogelinventarisaties en karteringen van terreinkenmerken uitgevoerd in vakken van 100x100 meter binnen een deelgebied van ca 350 ha. Daarnaast is in een groter deel van het gebied - met een oppervlakte van 444 ha - een beperkte set terreinkenmerken gekarteerd in vakken van 200x200 meter ten behoeve van onderzoek naar de terreinkeus van soorten met een groot activiteitengebied, waaronder de roerdomp.

De gebruikte methodiek is ontwikkeld voor de gehele groep van moerasvogelsoorten en is voor deze rapportage beperkt tot en toegespitst op de roerdomp.

2.2.2 Vogelgegevens

Dit onderzoek maakt gebruik van broedvogelgegevens, die door derden zijn verzameld. Gegevens van zijn afkomstig van Staatsbosbeheer (Texel, Groote Peel, Deurnesche Peel), Natuurmonumenten (Achterweide Wieden, Harderbroek), Noord-Hollands Landschap (Ilperveld, N. Dekker), O. Brandsma (Hoogwaterzone Wieden), Vogelwerkgroep Arnhem en omgeving & F. Erhart (Rijnstrangen), T. Heijen (Maaij), R.M.G. van der Hut (Twiskepolder) en H. Raaymakers (Harderbroek). Daarnaast is gebruik gemaakt van het archief van SOVON en van literatuurbronnen. De inventarisaties zijn uitgevoerd volgens de uitgebreide territoriumkarteringsmethode,

in de meeste gevallen volgens de methode van het BMP voor bijzondere soorten, waarbij in de maanden april-juni doorgaans 6 ronden zijn uitgevoerd. In de Twiskepolder is een intensiever programma uitgevoerd.

De verspreidingsgegevens van 5 jaren, 1996-2000, zijn samengevoegd om voldoende nauwkeurig te kunnen bepalen welke vakken door roerdompen zijn bezet. In deze periode kunnen bestandsveranderingen opgetreden zijn, die niet direct verband houden met terreinkenmerken. Daarbij wordt vooral gedacht aan fluctuaties in samenhang met wintersterfte. Het samenvoegen van de gegevens van een reeks van jaren resulteert in een maximale bezettingsgraad van de vakken in een gebied. Wat dit betreft was de winterstrengheid in deze jaarreeks gunstig. De strenge winter van 1995/96 werd in veel gebieden gevolgd door een terugval in het broedbestand, waarna in de daaropvolgende jaren met zachte winters herstel optrad.

De terreinkenmerken en vogelgegevens zijn verzameld in vakken van 200x200 meter. De indeling van vakken is zo gekozen dat zij past in het bestaande stelsel van kilometervakken. De gegevens zijn samengevoegd tot vakeenheden met een grootte van 400x400 meter om rekening te houden met het relatief grote activiteitengebied van roerdompen. De logaritmische klassenindeling van terreinkenmerken maakt het mogelijk om analyses uit te voeren met een vakgrootte van 100, 200, 400 of 800 meter. Een vakgrootte van 800 meter is niet gekozen, omdat de omvang van de steekproef (het aantal vakken) te klein zou worden om een analyse van terreinkenmerken zinvol te maken. In verschillende terreinen zijn waarnemingen van voedselvluchten gedaan. In de Twiskepolder, op Texel, in de Malpie en de Grootte Peel hadden deze betrekking op een afstand van 300-500 meter. In het IJperveld bleek het in één geval te gaan om meer dan 1 kilometer. In de meeste gevallen zijn voedselvluchten niet waargenomen. In het bijzonder voor gebieden die vrijwel geheel uit moerasvegetaties en oppervlaktewater bestaan, en omgeven zijn door afwijkende landschappen, is het aannemelijk dat roerdompen binnen een beperkt gebied voedsel zoeken, zodat voor de meerderheid van de gevallen de keuze van de vakgrootte van 400x400 meter reëel lijkt.

2.2.3 Terreinkenmerken

Terreinkenmerken zijn verzameld in vakken van 200x200 meter. Het uitgangspunt voor de inventarisatie was een topografische kaart, waarop een raster met cellen van 200x200 meter werd ingetekend, die correspondeert met de bestaande indeling in kilometervakken. Onderzocht zijn het waterpeil en de vegetatiestructuur. Centraal staat het vegetatieprofiel (de bedekking in verschillende begroeiingshoogten), aangevuld met interne structuurkenmerken (zie bijlage 1). In de kwantificering gaat het om de volgende kengetallen

- het oppervlak of de bedekking van een vegetatielaag;
- de diameter, bijvoorbeeld de maximale breedte van een rietkraag;
- de randlengte van scherpe vegetatiegrenzen, zoals riet-water en riet-grasland.

Het waterpeil in vegetaties is verdeeld in drie klassen: permanent droog, permanent nat en periodiek geïnundeerd.

De vegetatie is verdeeld in begroeiingshoogteklassen volgens een exponentiële schaal, die min of meer overeenkomt met natuurlijke vegetatielagen zoals mos, grasland, ruigte- en rietzone, struik- en boomzone. Een beknopt overzicht aan de hand van de maximum waarde van een hoogte-interval met voorbeelden van begroeiingstypen is als volgt.

- 0 cm - onbegroeid (water, slik, zand, verharding)
- 6 cm - frequent gemaaid of betreden gras
- 12,5 cm – zeer lage gras- en moerasvegetaties
- 25 cm – bijvoorbeeld beweid gras, kleine biezen en zeggen
- 50 cm - grasland, hooiland, lage moerasvegetaties
- 1 m - lage ruigte en lage moerasvegetatie (b.v. oeverzegge, gele lis)
- 1,5 m – bijvoorbeeld lage riet- en duinrietvegetaties
- 2,25 m - opgaande ruigte (bijvoorbeeld wilgeroosje) en moerasvegetaties (met name riet, lisdodde)
- 4 m - 'hoog' riet: sterk ontwikkeld riet, lage houtopslag
- > 4 m - bos

De interne structuur betreft kenmerken van stengels en bladeren, namelijk flexibele of rigide stengels (gemaaid versus oud riet) en ondergroei van fijne of grove bladeren (gras of gebroken stengels in de onderlaag).

De soortensamenstelling is, voor zover het gaat om aspectbepalende soorten in meer opgaande vegetaties, genoteerd, maar in de analyse niet gebruikt. In de tekst wordt, om complexe namen van structuurtypen te vermijden, vaak van "riet" gesproken – bijvoorbeeld waterriet, oeverriet. Hiermee wordt rietvegetatie in brede zin bedoeld, waarin ook soorten zoals grote lisdodde, kleine lisdodde, mattenbies kunnen voorkomen.

Tabel 2. Overzicht van klassenindeling van terreinkenmerken.

klasse	oppervlakte		diameter (m)		randlengte (m)	
	min	max	min	max	min	max
1	1	10	0,1	0,4	1	6
2	11	20	0,5	0,8	7	12
3	21	39	0,9	1,6	13	25
4	40	78	1,7	3,1	25	50
5	79	156	3,2	6,3	51	100
6	157	313	6,4	12,5	101	200
7	314	625	12,6	25	201	400
8	626	1250	26	50	401	800
9	1251	2500	51	100	801	1600
10	2501	5000	101	200	1601	3200
11	5001	10000	201	400		
12	10001	20000	401	800		
13	20001	40000				
14	40001	80000				
15	80001	160000				
16	160000	320000				
17	320001	640000				

Terreinkenmerken zijn gekwantificeerd volgens een logaritmische klassenindeling (zie tabel 2). Het voordeel van een dergelijke verdeling is dat het inventariseren veel

minder tijd kost. Karteren volgens een lineaire schaalverdeling met een onderscheidingsvermogen die voldoet is in het veld te tijdrovend. Afgezien hiervan mag verwacht worden dat een logaritmische schaalverdeling voldoende is om drempelwaarden voor de habitatselectie te onderkennen en rekening houdt met het onderscheidingsvermogen van een vogel.

2.2.4 Kenmerkanalyse

De analyse van kenmerken richt zich op het zoeken naar verbanden tussen de verspreiding van vogels en terreinkenmerken. De volgende stappen zijn te onderscheiden.

- Presentie. De vogelgegevens zijn verwerkt tot aan- dan wel afwezigheid per vak van een aantalbereik.
- Vegetatie. De terreinkenmerken zijn per vak gekwantificeerd in klassen.
- Selectie. Per kenmerk is een frequentieverdeling opgesteld voor alle vakken en één voor de bezette vakken. Deze gegevens maken het mogelijk om de presentie en dichtheid te berekenen in afhankelijkheid van een terreinkenmerk. Een fictief voorbeeld: er zijn 20 vakken met waterriet in klasse 4. In 15 daarvan komt de roerdomp voor (presentie 75%). Door middel van een χ^2 -aanpassingstoets is onderzocht of de verdeling van kenmerken in bezette vakken significant afwijkt van die in alle vakken, zodat van selectie gesproken kan worden.
- Verdelingseisen. Per klasse moet het aantal vakken voldoende zijn om de presentie en dichtheid van de vogelsoort te kunnen berekenen. Daarom zijn aangrenzende klassen samen genomen tot de gestelde drempelwaarde is bereikt (gehanteerd minimum: 10).
- Drempelklasse. Voor elk terreinkenmerk is de drempelklasse bepaald, waarbij de roerdomp 'wel' of 'niet' voorkomt. Dit kan een onderdrempel (positieve correlatie) betreffen, een bovendrempel (negatieve correlatie) of beide (optimumcurve). Hier is gekozen voor de 10%-waarde: uitgaande van een cumulatieve verdeling van het aantal bezette vakken in afhankelijkheid van de kwantiteit van een terreinkenmerk betreft het de klasse waarin 10% van het aantal bezette vakken wordt bereikt. Een fictief voorbeeld: in 10% van de bezette vakken is de diameter aaneengesloten opgaand riet minder dan klasse 6; in 90% of meer van de bezette vakken is de diameter dan groter dan of gelijk aan klasse 6. De achterliggende gedachte is dat tijdens het inventariseren, het toewijzen van territoria aan vakken en als gevolg van een activiteitengebied dat de vakgrenzen overschrijdt een foutenmarge ontstaat. Aangenomen is dat een marge 10% aanvaardbaar is. In de praktijk betekent dit dat voor elk kenmerk, dat met een hoge frequentie in de door roerdampen bezette vakken voorkomt, de minimumwaarde is bepaald, waarbij uitzonderingen buiten beschouwen zijn gelaten.

2.2.5 Habitatmodel

Het habitatmodel is opgebouwd uit een combinatie van terreinkenmerken, waarvoor een selectie is aangetoond, met bijbehorende drempelwaarden.

Per kenmerk is de verklaring berekend van de presentie. Bijvoorbeeld: diameter riet, met een drempelwaarde van klasse 6, verklaart de verspreiding van de roerdomp in 61% van het aantal vakken correct (aan- of afwezig). Deze werkwijze levert een matrix op met vier mogelijkheden, waarop een X^2 -homogeniteitstoets is uitgevoerd. Vervolgens is iteratief de optimale combinatie van kenmerken gezocht. Deze kenmerken zijn samen getoetst. Een fictief voorbeeld: diameter riet klasse ≥ 6 EN oppervlak inundatieriet klasse ≥ 4 geeft een verklaring van 70%. De werkwijze wordt vervolgd tot een drempelwaarde voor de verklaring (bijvoorbeeld 80%) of een drempelwaarde van het aantal kenmerken (bijvoorbeeld 5) wordt bereikt.

Op vergelijkbare wijze kan een dichtheidsmodel worden opgesteld. Hierbij worden de verschillende dichtheidsklassen afzonderlijk geanalyseerd, met presentiecijfers voor de dichtheid ≥ 2 , ≥ 3 territoria c.q. paren enz. Zo ontstaat naast het presentiemodel een dichtheidsmodel. Deze stap is niet uitgevoerd, omdat het aantal vakken, waarin meer dan 1 territorium is vastgesteld, zeer gering is.

Een analyse van omgevingsfactoren is mogelijk door terreinkenmerken in aangrenzende vakken op soortgelijke wijze te analyseren. Vervolgens kan dezelfde procedure voor de verklaring van de presentie uitgevoerd worden. Op deze wijze zou ook versnippering onderzocht kunnen worden: het voorkomen in relatie tot de aanwezigheid van geschikt terrein of soortgenoten in aangrenzende vakken. Een voorwaarde hiervoor is dat de onderzochte proefvlakken groot genoeg zijn. Voor de roerdomp – met een groot activiteitengebied – is dat niet altijd het geval. Een analyse met de verzamelde set is mogelijk waarbij de omgeving in een ring van vakken van 200x200 meter rond het centrale vak van 200x200 meter wordt geanalyseerd. Deze analyse viel buiten de mogelijkheden van de opdracht.

Jaren kunnen afzonderlijk onderzocht en getoetst worden. Dit kan verschillende drempelwaarden en modelresultaten opleveren. Het biedt informatie over terreineisen in 'goede' en 'slechte' jaren en over de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid van het habitatmodel. Deze analyse viel buiten de mogelijkheden van de opdracht.

2.2.6 Regressie-analyse

Het habitatmodel, opgesteld volgens de hierboven beschreven aanpak, heeft een beperking: het houdt geen rekening met onderlinge correlatie van kenmerken. Een multivariate analysemethode is toegepast om dit aspect te onderzoeken.

Bij de analyse van de gegevens is gebruik gemaakt van gegeneraliseerde lineaire modellen (GLM's, McCullagh & Nelder 1989), zoals die binnen het programma Genstat versie 4.1 beschikbaar zijn (Genstat 5 Committee 1997). Deze modellen zijn te vergelijken met de gebruikelijke multiële regressie modellen (meerdere factoren kunnen in samenhang getest worden), met dit verschil dat GLM's meer mogelijkheden kennen om gegevens met een andere dan de normale verdeling nauwkeurig te testen.

Voor de analyse van de aanwezigheid van roerdompterritoria in afhankelijkheid van verschillende terreinkenmerken is logistische regressie het meest geschikt, aangezien

af- of aanwezigheid uitgedrukt in klassen 0 en 1 als binomiaal verdeelde responsen getest worden (Oude Voshaar 1995).

Ten eerste om te onderzoeken welk verklarend model het best bij de gegevensset past is binnen Genstat een procedure beschikbaar (SELECT; Goedhart & Thissen, 1998), die alle mogelijke regressiemodellen doorrekent. De resultaten van deze procedure laten zien welke factoren de meeste variatie in de dataset verklaren, wat de invloed is van het aantal factoren, de combinaties van factoren en de volgorde waarin de factoren aan het model worden aangeboden. Op deze manier zijn alle beschikbare factoren (kopgegevens) die bekend zijn van de onderzochte moerasgebieden getest op hun invloed op het voorkomen van territoria van roerdompen. Bij deze analyse is de factor regio als 'forced' factor als eerste aan het model toegevoegd om bij voorhand te corrigeren voor regio-effecten.

Voorafgaand aan deze analyse is binnen Genstat een controle uitgevoerd op colineariteit van factoren door middel van een correlatie-matrix. Colineariteit houdt in dat twee potentieel verklarende factoren onderling sterk correleren. Dit brengt een hoog risico van zogenaamde inwisselbaarheid met zich mee, waardoor afhankelijk van het aanbieden van een derde (of meer) factor niet-eenduidige resultaten kunnen optreden. Om dit op voorhand te voorkomen kan op grond van in dit geval ecologische gronden een keus voor één factor gemaakt worden.

Vervolgens is op grond van de modelselectieprocedure en van ecologische kennis het best geachte model gekozen waarbij de invloed van de geselecteerde en significant bijdragende factoren op de meest zuivere manier geschat worden. Dit betekent dat ruisfactoren waarvoor gecorrigeerd moet worden als eerste aan het model zullen worden aangeboden. Zo zijn op basis van ecologische kennis verschillende factoren getest en is aangegeven welke factoren het meest bepalend zijn voor het al dan niet voorkomen van begroeiing.

Het resultaat van het regressiemodel maakt het mogelijk om de kans te berekenen dat een roerdomp in een vak voorkomt op grond van de betrokken terreinkenmerken. Het regressiemodel levert niet *in absolute zin* een verklaring of voorspelling in de vorm van het aantal verspreidingseenheden of het aantal territoria in een gebied op grond van terreinkenmerken en evenmin een gekwantificeerde opgave van de kenmerken die tekort schieten om van een terrein door middel van inrichtingsmaatregelen een geschikt leefgebied te creëren. Dit zou wellicht mogelijk zijn indien als uitgangspunt gekozen wordt om de kans op een roerdomp te verhogen van bijvoorbeeld 25 naar 75%.

Daarnaast zijn in de analyseprocedure kenmerken met een hoge onderlinge correlatie uitgeselecteerd. Dit betekent niet per definitie dat deze factoren niet afzonderlijk van betekenis zijn voor roerdompen. Indien terreinkenmerken in de onderzochte vakken steeds samen voorkomen, kan een onderscheid niet gemaakt worden. Op dit aspect wordt in de discussie (hoofdstuk 3.6) nader in gegaan. De regressie-analyse is toegepast om de onderlinge correlaties van terreinkenmerken te bepalen en om de onderbouwing van het habitatmodel door middel van multivariate analyse te onderzoeken.

ken. Bij de verdere uitwerking is het regressie-model om bovenvermelde redenen niet gebruikt.

2.3 Terreinkeus in de winter

Kwantitatieve gegevens over ecologische aspecten van de wintersituatie, zoals wintersterfte, dispersie en terreinkeus van lokale broedvogels, zijn nauwelijks of niet voorhanden. Daarom zijn gegevens verzameld door middel van interviews en literatuuronderzoek, waarbij aandacht is geschonken aan de volgende onderwerpen:

- bestandsschommelingen
- terreintypen waar 's winters roerdompen zijn waargenomen;
- aanwezigheid van open water tijdens vorstperioden;
- bijvoeding;
- verplaatsing van broedvogels naar andere (deel)gebieden.

Aan de hand van vaak anekdotische gegevens is gepoogd een algemeen beeld te schetsen en verschillen tussen regio's te onderzoeken. Deze studie heeft niet de ambitie om een uitputtend bronnenonderzoek uit te voeren. Het uitgangspunt is om voldoende materiaal te verzamelen om een algemeen beeld te kunnen schetsen.

Het overzicht is gebaseerd op de volgende bronnen (literatuur en geïnterviewde personen).

- Zaanstreek-Waterland: R. van der Hut, N. Dekker, R. Leguijt, M. Roos, J. Zorgdrager
- Noordwest-Overijssel: P. Verbij, O. Brandsma.
- Vechtplassengebied: J. van der Winden, Verhoef 1971, Taapken 1987.
- Drenthe: Van Dijk 1982.
- Grote Rivieren gebied: Reijnen 1979.
- Nederland: Hustings 1987, Den Boer 1992.

2.4 Trefkans en inventarisatiemethodiek

Verschillende waarnemers hebben de ervaring dat de roepactiviteit van roerdompen individueel sterk kan verschillen. Een gevolg van lage roepactiviteit kan zijn dat het aantal territoria wordt onderschat. De vraag doet zich voor of de roepactiviteit van een mannetje informatie biedt over zijn status – gepaard of ongepaard – en het broedresultaat. Wat dit betreft zijn referenties van polygamie van roerdompen informatief: hoe verhoudt het aantal territoria zich tot het aantal broedgevallen en is de roepactiviteit daarvoor een indicatie?

Dit onderwerp is aangepakt door de trefkans en de nauwkeurigheid van inventarisaties in een intensief onderzocht terrein te beschrijven en de trefkanscijfers te vergelijken met die in andere gebieden. Het leggen van een verband tussen roepactiviteit en de status van mannetjes kon niet onderzocht worden omdat gegevens over het

broedresultaat in Nederland slechts sporadisch voorhanden zijn. Aan de hand van literatuurgegevens en onderzoek, uitgevoerd in Groot-Brittannië, kunnen enkele zinvolle opmerkingen gemaakt worden. Deze zijn opgenomen in de discussie (hoofdstuk 5.3).

3 Terreinkeus in het broedseizoen

3.1 Inleiding

De terreinkeus van de roerdomp in het broedseizoen wordt beschreven in drie stappen:

1. Habitatselectie: het voorkomen van de onderzochte terreinkenmerken in de door roerdampen bezette vakken in relatie tot het aanbod.
2. Habitatmodel: de optimale set kritische kenmerken en drempelwaarden die de verspreiding van roerdampen het beste verklaren en een concreet handvat bieden voor inrichting en beheer.
3. Regressie-analyse: het verband tussen het voorkomen van roerdampen en terreinkenmerken via GLM en een vergelijking van het resultaat met het habitatmodel.

3.2 Habitatselectie

3.2.1 Algemeen

De verzamelde gegevens zijn onderworpen aan een toets om te onderzoeken of habitatselectie aangetoond kan worden. In dit geval is door middel van een χ^2 -aanpassingstest de verdeling van terreinkenmerken in door roerdampen bezette vakken vergeleken met de verdeling van terreinkenmerken in alle vakken. De resultaten van deze toets zijn opgenomen in tabel 3. De verdeling van 16 kenmerken blijkt significant te verschillen bij een betrouwbaarheidsinterval van 95%. In veel gevallen zijn de kenmerken samengestelde kenmerken. Omdat verschillende samenstellingen mogelijk zijn, van bijvoorbeeld 'overjarig', 'beschut' en 'opgaand' is het aantal mogelijkheden vrij groot. In deze verzameling van kenmerken kunnen 8 aspecten worden onderscheiden:

- De minimale diameter van aaneengesloten moerasvegetatie;
- De aanwezigheid van water op het maaiveld in moerasvegetaties;
- De aanwezigheid van een onderlaag in de vorm van bladstrooisel, gebroken overjarige stengels of ondergroei;
- De leeftijd van de moerasvegetatie (overjarig riet dan wel gemaaid riet);
- De hoogte van de moerasvegetatie;
- De mate van beschutting van oevervegetatie;
- De lengte van rietranden langs oppervlaktewater of grasland;
- De aanwezigheid van oppervlaktewater.

Een punt van aandacht is dat kenmerken onderling gecorreleerd kunnen zijn. Hier wordt in hoofdstuk 3.4 nader ingegaan. In dit hoofdstuk worden de kenmerken aan de hand van de genoemde aspecten besproken.

Tabel 3. *Overzicht van terreinkenmerken in door roerdompen bezette vakken (N=53), die volgens een aanpassings-test verschillen van het aanbod aan terreinkenmerken in alle onderzochte vakken (N=135) bij een betrouwbaarheidsinterval van minimaal 95% (aantal vrijheidsgraden v , overschrijdingskans p bij eenzijdige toetsing). De bezette vakken betreffen alle verschillende vakken, waar in de jaren 1996-2000 territoria van de roerdomp zijn vastgesteld in de gebieden van onderzoek.*

Kenmerk	χ^2	v	p
Randlengte beschut oeverriet	27,58	9	0,01
Randlengte beschut oeverriet en riet/gras	26,91	9	0,01
Randlengte beschutte moerasoever	25,54	9	0,01
Randlengte niet beschutte moerasoever	22,78	9	0,01
Oppervlak kniklaag/strooisel	27,90	13	0,01
Randlengte oud beschut oeverriet	27,27	10	0,01
Oppervlak overjarig hoog besloten waterriet	23,67	10	0,01
Oppervlak oppervlaktewater	14,35	7	0,05
Randlengte oude beschutte moerasoever	19,02	9	0,05
Diameter riet	18,65	10	0,05
Oppervlak waterriet	21,71	11	0,05
Oppervlak nat moeras	22,34	11	0,05
Oppervlak besloten waterriet	23,65	11	0,05
Oppervlak hoog riet	24,58	11	0,05
Oppervlak oud waterriet	29,05	12	0,05
Oppervlak laag moeras	22,67	13	0,05

3.2.2 Oppervlak moerasgebied

De onderzochte gebieden verschillen sterk in oppervlak. De randzones van deze gebieden zijn in het onderzoek betrokken om terreinkenmerken volgens een raster van vakken te kunnen inventariseren en om een omgevingsanalyse mogelijk te maken. Het oppervlak van het eigenlijke moerasgebied per terrein is geschat, waarbij aangrenzende afwijkende vegetaties, zoals bos (naaldhout), heide, open duin en grootschalige ruigtevegetaties buiten beschouwing zijn gelaten.

Het oppervlak van de moerasgebieden loopt uiteen van ongeveer 24 tot 464 hectare (zie tabel 4). Het oppervlak dat een moerasgebied minimaal moet beslaan om geschikt te zijn voor een roerdomp kan geschat worden aan de hand van kleinschalige geïsoleerde gebieden. Op grond van deze steekproef aan gebieden lijkt dat minimum ongeveer 25 hectare te zijn.

De roerdompdichtheid varieert van 0.1 tot 0.8 territoria per 10 hectare. De hoogste dichtheden komen voor in gebieden, die vrijwel geheel uit rietmoeras en met riet omzoomde plassen en sloten bestaan: het zuidelijk deel van de hoogwaterzone in de Wieden, het Harderbroek en de Maaij. Daarbij moet bedacht worden dat een aanzienlijk deel van het Harderbroek jaarlijks gemaaid wordt en daardoor ongeschikt lijkt voor roerdompen. De reële dichtheid per oppervlak geschikt moeras is daarom ho-

ger. In gebieden met een zeer gevarieerde vegetatie, zoals de Twiskepolder, ligt de dichtheid aanzienlijk lager.

Tabel 4. Schatting van het oppervlak van de onderzochte moerasgebieden exclusief omringende afwijkende vegetaties (bos, hei, ruigte, open duin) met het maximum aantal territoria in de jaren 1996-2000 en de dichtheid per 10 ha.

gebied	oppervlak (ha)	max. aantal territoria	dichtheid (N/10 ha)
Duinmoeras op Texel	144	5	0,35
Roerdompven e.o. Groote Peel	52	1	0,19
Griendtsveen p.p.	46	1	0,22
De Malpie	38	1	0,26
Maay	24	2	0,83
Vessemse vennen	24	1	0,42
Twiske p.p.	464	5	0,11
Ilperveld p.p.	160	5	0,31
Achterweide e.o. Wieden	164	1	0,06
Hoogwaterzone Wieden noord	78	3	0,38
Hoogwaterzone Wieden zuid	48	4	0,83
Harderbroek	144	11	0,76
Rijnstrangen	100	6	0,60

Het minimale oppervlak, waarbinnen leefruimte voor een roerdomp territorium of paar gerealiseerd wordt lijkt gezien de optimale dichtheid ongeveer 10 hectare. De gegevens wijzen niet op systematische verschillen in dichtheden tussen verschillende fysisch geografische regio's, die eventueel samenhangen met het bodemtype. De hoogste dichtheden zijn gevonden in een kleimoeras, een veenmoeras en een moeras op de hoge zandgronden. De landschappelijke variatie binnen de gebieden en met name het oppervlak aan begroeiingstypen die door roerdompen niet worden benut, zoals bos, heide en intensief gebruikte landbouwgronden, spelen in de dichtheidsverschillen een grote rol.

Samengevat blijkt dat in de onderzochte gebieden het minimum oppervlak van een – geïsoleerd - moerasgebied, dat leefgebied voor een roerdomp biedt, ongeveer 25 hectare is. Het minimale oppervlak, waarbinnen leefruimte voor een roerdomp territorium of paar gerealiseerd wordt komt uit op ongeveer 10 hectare.

3.2.3 Schaal van moerasvegetaties

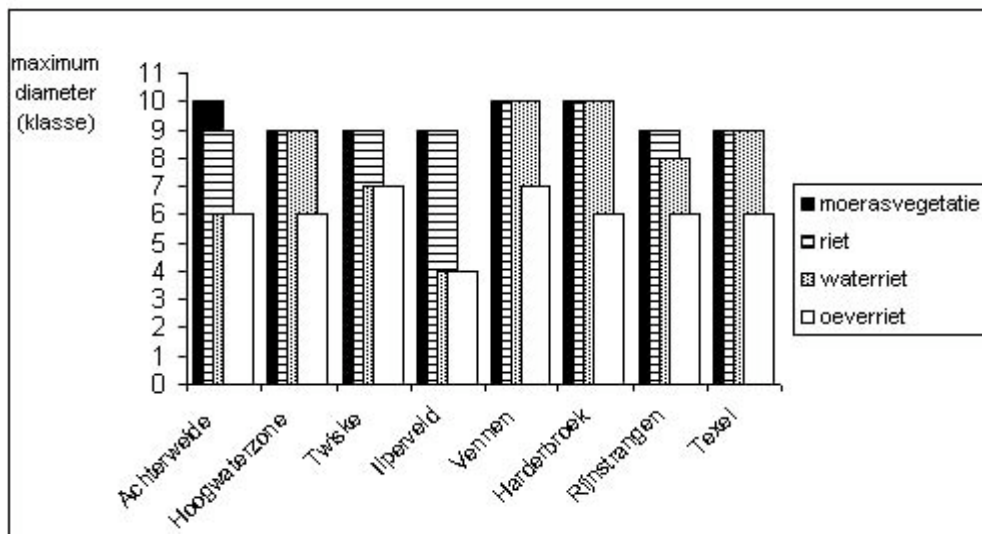
De schaal van moerasvegetaties is gemeten aan de hand van de maximale diameter van aaneengesloten vegetatie binnen een vak. In alle onderzochte gebieden komen op zijn minst plaatselijk relatief grootschalige moerasvegetaties voor, met een diameter van 50-100 meter (zie figuur 3). Verschillen treden op in de schaal van meer opgaande moerasvegetaties (riet en lisdodde). In de Achterweide van de Wieden ontbreken grootschalige opgaande rietvegetaties als gevolg van jarenlang botanisch beheer (maaïen in het groeiseizoen). In de heidevennen komt riet beperkt of in het geheel niet voor. Een uitzondering vormt één rietveld in de Groote Peel, met de veel-

zeggende naam 'Roerdompven'. In de veenweidemoerassen is de schaal van permanent of periodiek in water staande vegetaties beperkt. De zone met min of meer open, permanent in water staand riet, geëxponeerd aan het oppervlaktewater ("oeverriet"), is in vrijwel alle gebieden maximaal enkele meters. Op de meeste locaties is deze zone smal: één tot enkele decimeters.

Lage moerasvegetaties, met een hoogte van 0.5-1 meter, komen in een deel van de gebieden weinig of niet voor, maar zijn lokaal aspectbepalend. Dit betreft min of meer uitgestrekte velden pitrus (Grote Peel, Deurnsche Peel, Malpie), liesgras (Hoogwaterzone Wieden) of gele lis (Grote Vlak en Pompevlak op Texel). In andere gebieden komen deze vegetaties vaak in relatief smalle zones voor.

Aspectbepalend in opgaande moerasvegetaties is riet. In de meeste gevallen komt kleine en grote lisdodde in beperkte mate voor, in beperkte mate ruwe bies of matenbies. In de Rijnstrangen komt plaatselijk lisdodde over een groot oppervlak voor, in de Wieden groeien velden mattenbies. De rietvegetaties zijn in de meeste gebieden eensoortig rietland. In een minderheid van de vakken komt verruigd rietland voor met een oppervlak van maximaal 1-2 ha.

In kleimoeras (Harderbroek en Rijnstrangen) is het waterriet krachtiger ontwikkeld dan op veen- en zandgrond. Hier bereikt het riet exclusief bloeiwijze een hoogte van 2.25-2.5 m boven de waterspiegel. Het oppervlak kan oplopen tot 4-8 ha per vak.

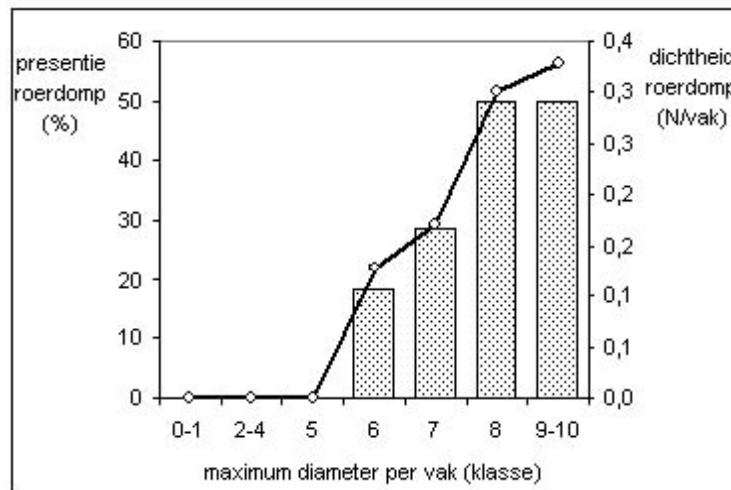


Figuur 3. Schaal van moerasvegetaties in de onderzochte moerasgebieden. Weergegeven is de maximale diameter van aaneengesloten vegetatie per vak van 400x400 meter (klasse 11: 200-400 meter).

De presentie en dichtheid tonen een sterk verband met de schaal van moerasvegetaties (zie figuur 4). Uitsplitsing naar 'laag moeras' (0.5-1 meter hoog) en 'opgaand moeras' (> 1.5 meter hoog) laat zien dat deze relatie geldt voor opgaande moerasvegetaties. Uit de uitgevoerde aanpassingstoets blijkt dat in bezette vakken de diameter van opgaande moerasvegetaties significant hoger is dan in de verzameling van alle vakken (het aanbod). Zowel de presentie als de dichtheid laat zien dat roerdom-

pen niet zijn gevonden in vakken, waar de maximale diameter van moerasvegetaties kleiner is dan klasse 4-5. In 2000 bleek het minimum klasse 6 (6.4-12.5 meter). De in voorgaande jaren bezette vakken met – in 2000 - kleinschaliger moerasvegetatie kunnen betrekking hebben op veranderingen in de vegetatie, bijvoorbeeld als gevolg van begrazing (vastgesteld op Texel en in de Twiskepolder). De presentie is 50% bij een diameter van 25-50 meter of meer.

In een minderheid van de gebieden blijkt dat vrijstaande lage moerasvegetaties wel door roerdampen benut worden. Dat geldt voor de Groote Peel, Deurnesche Peel en het Groote Vlak en Pompevlak op Texel, waar opgaande moerasvegetaties schaars zijn. In de Groote Peel blijkt dat de enige locatie met opgaand waterriet, het Roerdampven, de meest frequent bezette locatie is. Dat geeft aan dat opgaande vegetaties van grote betekenis zijn.



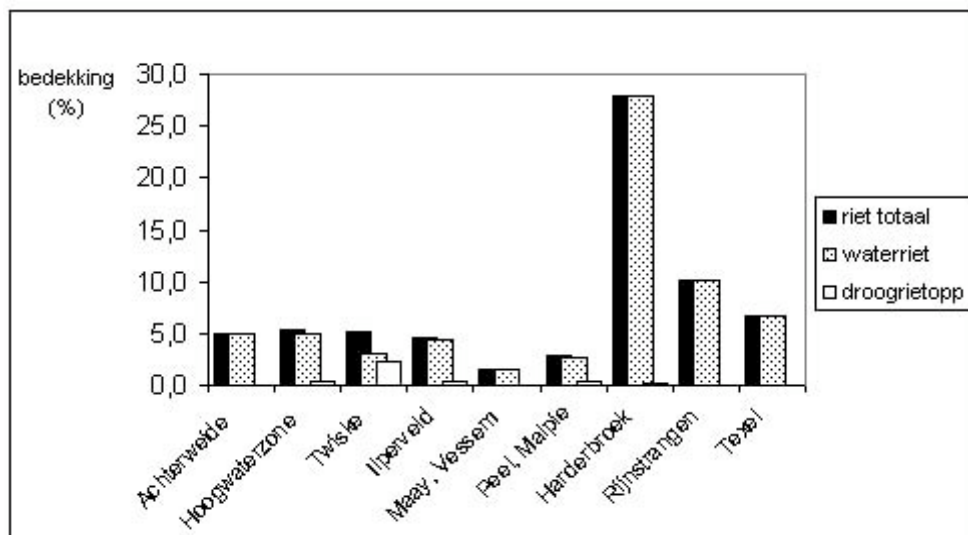
Figuur 4. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot de maximum diameter aaneengesloten moerasvegetatie per vak. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal territoria 1996-2000: 156). Vakgrootte 400x400 m. Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

Samengevat wijzen de gegevens erop dat roerdampen opgaande moerasvegetaties nodig hebben met een diameter van minimaal 6,4-12,5 meter. In negentig procent van de bezette vakken is het oppervlak aan moerasvegetatie minimaal 0,125-0,25 hectare, waarin de opgaande moerasvegetatie minimaal hetzelfde oppervlak van 0,125-0,25 hectare inneemt. De mediane waarden zijn 0,5-1 hectare voor opgaande moerasvegetatie en 2-4 hectare voor het totaal aan moerasvegetaties. In deze vegetaties is veelal riet aspectbepalend en in sommige gevallen grote lisdodde.

3.2.4 Waterpeil

Moerasvegetaties zijn naar waterpeil onderverdeeld in permanent in water staande, periodiek geïnundeerde en permanent droge vegetaties. De bedekking van opgaande rietvegetaties verschilt per gebied; in het Harderbroek is deze het hoogst (35%; zie figuur 5). Zowel in dit gebied als in de hoogwaterzone van de Wieden en de Rijnstrangen zijn rietvegetaties, sloten en plassen aspectbepalend. In deze kengetallen speelt overigens mee dat randzones (met in veel gevallen bos, weidegebied en akkerbouwgronden) zijn meegenomen in de inventarisatie, zodat het aandeel moeras relatief laag wordt gepresenteerd. In de Brabantse gebieden is de bedekking van rietvegetaties zeer laag, in de overige gebieden bescheiden: 5-10%.

Droog rietland komt in de meeste roerdompvakken niet voor. Periodiek of permanent in water staande moerasvegetatie echter in alle gevallen. In vrijwel alle gebieden is het opgaand riet nat of vochtig. In water staande, min of meer open en opgaande moerasvegetatie (hoger dan 1.5 meter) in contact met het open oppervlaktewater wordt hier 'oeverriet' genoemd. Deze vegetatie bestaat niet uitsluitend uit riet, maar kan ook betrekking hebben op kleine lisdodde, grote lisdodde, ruwe bies en mattenbies. Opgaande moerasvegetaties die periodiek in water staan en doorgaans in de loop van het broedseizoen droogvallen, worden hier 'inundatieriet' genoemd en opgaande, meer besloten moerasvegetaties die permanent in water staan en in veel gevallen niet in direct contact staan met het open oppervlaktewater, 'besloten waterriet'.



Figuur 5. Bedekking van opgaande rietvegetaties (> 1.5 meter), permanent of periodiek geïnundeerd riet ("waterriet") en permanent droog riet in de onderzochte moerasgebieden.

Als gevolg van het verloop in waterpeil binnen een seizoen en als gevolg van jaarlijkse verschillen in neerslag kan het verloop van het waterpeil op het maaiveld van seizoen tot seizoen wisselen, zodat het onderscheid tussen inundatieriet en besloten

waterriet niet eenduidig is. Daarom zijn de natte en vochtige moerasvegetaties samen genomen tot 'waterriet'.

In de heide- en duinmoerassen komen grote jaarlijkse verschillen voor in het waterpeil en kan het verloop binnen een seizoen groot zijn. In de nazomer van 2000 bleek bijvoorbeeld in de Malpie het peil ongeveer 30 cm lager dan het maximum in het voorjaar. In de onderzochte laagveengebieden zijn peilverschillen in het oppervlaktewater minimaal. Het peil in geïsoleerde poelen en drasse rietlanden en graslanden varieert echter op een zelfde wijze en het zijn deze gronden, waar roerdompen gebruik van maken om te broeden. In de hoogwaterzones van de Wieden en de Twiskepolder wordt een constant peil nagestreefd. Hier komen als gevolg van verschillen in bodemniveau droge en natte moerasvegetaties naast elkaar voor, zodat ook hier roerdompen geschikte plekken vinden. In de kleimoerassen Harderbroek en Rijnstrangen is eveneens sprake van waterpeildynamiek. In het Harderbroek worden drie verschillende peilgebieden gehandhaafd, waarin tijdens het bezoek in juli maximaal 20 cm water op het maaiveld stond. In de periode maart-augustus 1999 zakte het waterpeil 20-30 cm. In de Rijnstrangen leek op grond van epifyton op rietstengels tijdens het bezoek in de nazomer het waterpeil ongeveer 30 cm lager dan het maximum in het voorjaar. In de periode maart-juli 2000 zakte het waterpeil bij meetpunt Kandia zelfs 1 meter. Hier komen grote verschillen voor tussen seizoenen, waarbij 1996 een droog jaar was en 1999 en 2000 zeer natte jaren, waarin het voorjaarspeil bij het meetpunt Kandia (gemiddelde 1 maart-15 juli) gemiddeld 60 cm hoger was dan in 1996.

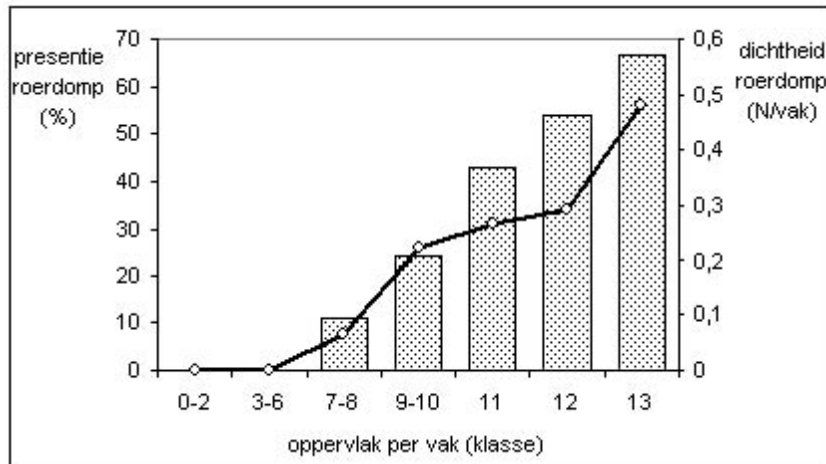
Zowel de presentie als de dichtheid van roerdompen toont een sterk verband met het oppervlak permanent of periodiek geïnundeerde moerasvegetaties (zie figuur 6). In negentig procent van de bezette roerdompvakken komt minimaal 0.125-0.25 hectare 'nat' opgaand moeras voor. De aanpassingstoets toont aan dat verschillende typen natte moerasvegetaties significant vaker in vakken met roerdompen voorkomen: nat moeras, waterriet, besloten waterriet, overjarig waterriet, overjarig besloten waterriet en overjarig inundatieriet en oeverriet.

Samengevat wijzen de gegevens erop dat het voor roerdompen belangrijk is dat in ten minste een deel van het opgaande rietmoeras periodiek of permanent water op het maaiveld staat. De omvang daarvan is in verreweg de meeste gevallen 0,125-0,25 hectare of meer, gemiddeld (mediane waarde) zelfs 1-2 hectare per vak van 16 hectare.

3.2.5 Onderlaag in moerasvegetaties

In opgaande moerasvegetaties kan een onderlaag aanwezig zijn met een hoogte die varieert van enkele centimeters tot 1 meter. Dit betreft een ondergroei van grote zeggen (zoals oeverzegge) en varens of een laag oud plantenmateriaal. In overjarige vegetaties ontwikkelt zich een laag bladstrooisel en/of een kniklaag van oude, gebroken stengels, hier 'kniklaag' genoemd. Daar waar riet over een groot oppervlak gemaaid wordt en waar riet permanent in relatief diep water – ongeveer 20-30 cm –

staat, ontbreekt zo'n onderlaag. Daarnaast komen vrij staande lage moerasvegetaties voor, zoals pitrusvelden.

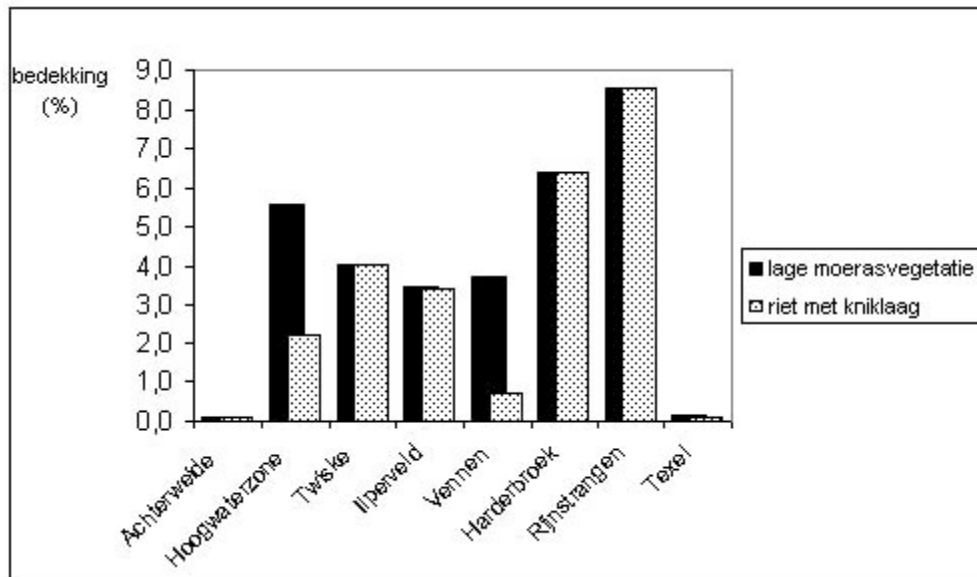


Figuur 6. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot het oppervlak permanent in water staand of periodiek geïnundeerd moeras. Gegevens 1996-2000. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

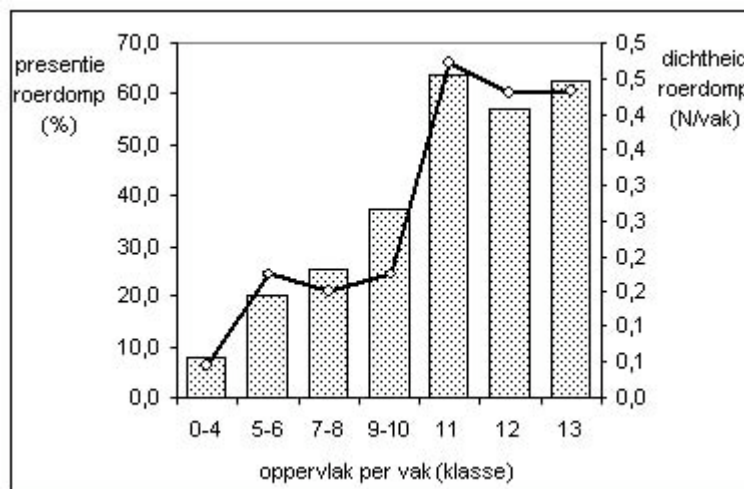
In de meeste gebieden komt zo'n onderlaag voor, zij het dat de omvang en samenstelling sterk varieert (zie figuur 7). In de heidevennen ontbreekt riet nagenoeg en daar gaat het om min of meer uitgestrekte pitrusvelden. In de klei- en veenmoerassen is riet met een laag oud plantenmateriaal relatief abundant.

In sommige gebieden ontbreekt een onderlaag in opgaande moerasvegetaties grotendeels. In de Achterweide is dat het geval als gevolg van het jaarlijks maaien van rietvelden. In de Horsmeertjes op Texel staat een brede gordel met overjarig riet permanent in water. Tijdens het bezoek in juni stond ongeveer 20 cm water op het maaiveld en bleef het oude plantenmateriaal onder de waterspiegel. Alleen rond in water staande wilgenbosschages kwam 'horstvorming' voor in de vorm van pollen pitrus en riet.

De presentie- en dichtheidscijfers suggereren dat het effect van de bedekking van een lage moerasvegetatielaag beperkt is, omdat bij een bedekking, hoger dan 0,5-1 hectare per vak ($\approx 3-6\%$) de presentie noch dichtheid toeneemt. Het resultaat van de aanpassingstest wijst erop dat deze laag wel van belang is.



Figuur 7. Bedekking van opgaande moerasvegetaties met een onderlaag van bladstrooisel en/of oude geknikte stengels ('kniklaag/strooisel') en van vrijstaande lage moerasvegetaties (0.5-1 m hoog) in combinatie met opgaande moerasvegetaties met ondergroei of kniklaag ('lage moerasvegetaties') in de onderzochte moerasgebieden.



Figuur 8. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot het oppervlak lage moerasvegetatie, ondergroei en onderlaag van oud plantenmateriaal in opgaande moerasvegetaties. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klas-senindeling: zie tabel 2.

Samengevat blijkt lage vegetatie van belang, maar het benodigde oppervlak is beperkt. In negentig procent van de bezette vakken komt lage vegetatie voor, die bestaat uit ofwel vrijstaande moerasvegetatie, ondergroei of een onderlaag van oud plantenmateriaal in opgaande moerasvegetaties, met een oppervlak van 40-78 m² of meer. De mediane waarde is 0,5-1 hectare per vak van 16 hectare.

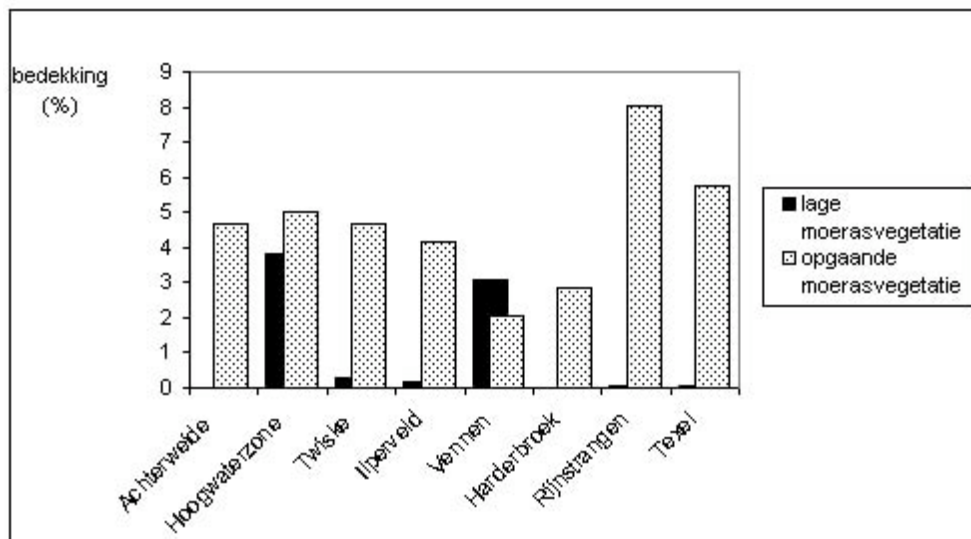
3.2.6 Vegetatiehoogte

Moerasvegetaties zijn in verschillende hoogte-intervallen ingedeeld: 0.5-1 m ('lage moerasvegetatie'), 1-1.5 m ('laag riet'), 1.5-2.25 m ('opgaande moerasvegetatie') en 2.25-4 m ('hoog riet').

Vrijstaande lage moerasvegetatie komt voor in heidevennen (pitrusvelden) en is aangetroffen in de hoogwaterzone in de Wieden (liesgras op geïnundeerde percelen) en in het Groote Vlak en Pompevlak op Texel (gele lis in afgeplagde valleien; zie figuur 9).

Lage moerasvegetaties in de vorm van laag, open riet komt lokaal voor in rietlanden met een botanisch beheer als gevolg van maaien in de nazomer (Achterweide, Geul, Harderbroek). Laag besloten verruigd riet is eveneens plaatselijk aangetroffen.

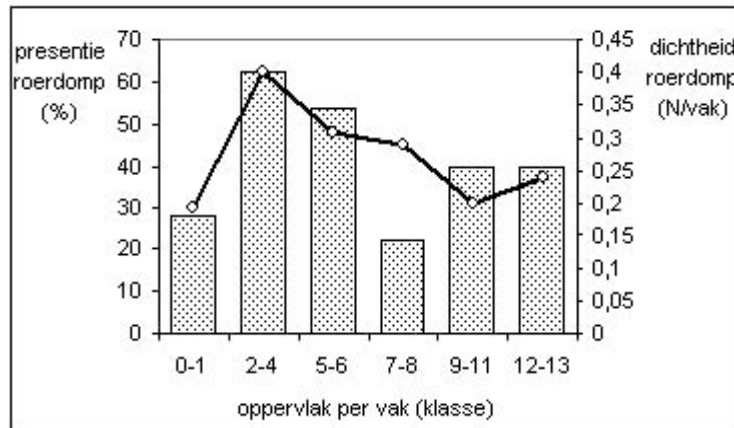
Opgaande moerasvegetaties zijn in nagenoeg alle bezette vakken aanwezig.



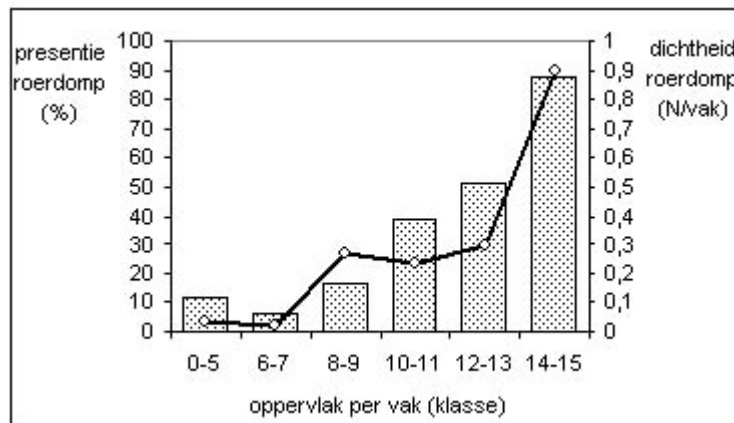
Figuur 9. Bedekking van lage moerasvegetaties (0.5-1 m hoog) en opgaande vegetaties (hoger dan 1.5 m) in de onderzochte moerasgebieden.

De presentie- en dichtheidscijfers tonen een negatieve tendens voor de bedekking van lage moerasvegetaties (zie figuur 10). De aanpassingstoets laat wel zien dat in deze vegetaties roerdompterritoria significant vaker voorkomen. In sommige gebieden, met name de Groote Peel en de Deurnesche Peel zijn roerdompen in pitrusvelden waargenomen. Waar lage moerasvegetaties domineren is de dichtheid aan roerdompen echter relatief laag. De presentie- en dichtheidscijfers in relatie tot opgaande moerasvegetaties tonen een sterk positief verband (zie figuur 11). Bij een oppervlak van 4 hectare of meer per vak (bedekking > 25%) loopt de presentie op tot 90%.

De kwalificatie 'hoge moerasvegetatie' komt in verschillende combinaties met een significant effect naar voren uit de aanpassingstoets. Dat geldt ook voor 'hoog riet', dat een hoogte van ongeveer 3 meter kan bereiken en voorkomt in de kleimoerassen het Harderbroek en de Rijnstrangen. De gegevens wijzen er echter niet op dat in hoge rietvegetaties de roerdompdichtheid hoger is.



Figuur 10. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot het oppervlak vrijstaande lage moerasvegetatie (0.5-1 m). Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.



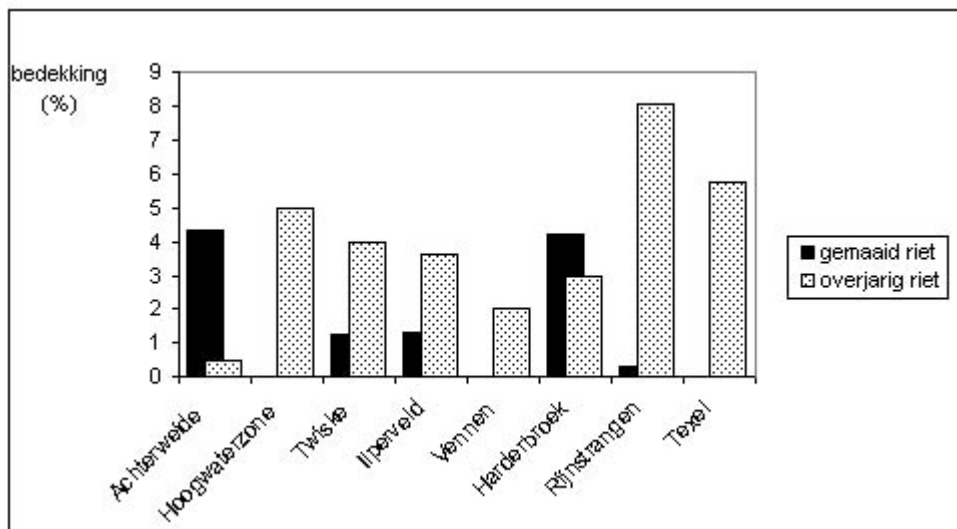
Figuur 11. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot het oppervlak opgaande moerasvegetatie (> 1.5 m). Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

Samengevat: in voor roerdompen optimale terreinen is opgaande moerasvegetatie aanwezig. In negentig procent van de bezette vakken nemen deze vegetaties minimaal 0,125-0,25 hectare in beslag; de mediane waarde is 0,5-1 hectare.

3.2.7 Begrazing en maaibeheer

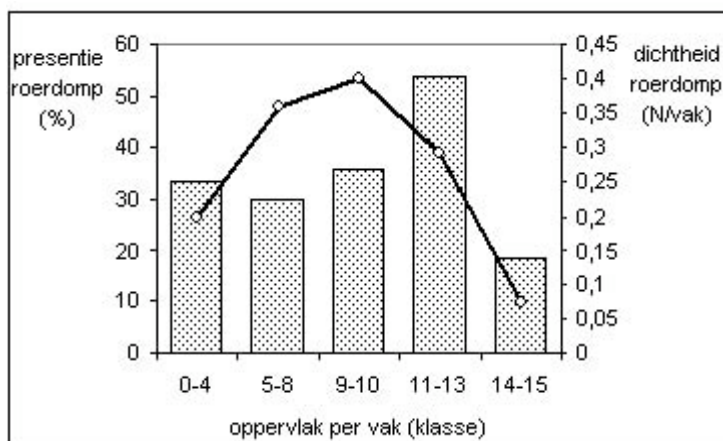
Begrazing van rietland komt plaatselijk voor in de Twiskepolder en in het Grootte Vlak en Pompevlak op Texel. In beide gevallen gaat het om schotse hooglanders, die rietpercelen zo intensief begrazen dat een open en verruigd rietland ontstaat. Dit is in 3 vakken aangetroffen met een oppervlak van maximaal 1 ha. Dit heeft een zichtbaar negatief effect op de stand van moerasvogels (gegevens R. van der Hut). In het Grootte Vlak is de roerdomp mogelijk in 2000 op één locatie als broedvogel verdwenen als gevolg van begrazing (mond. med. H. Fabritius).

In de meeste gebieden domineert overjarig riet (zie figuur 12). In het Harderbroek wordt een deelgebied jaarlijks volledig gemaaid, in het Ilperveld worden jaarlijks nagenoeg alle rietkragen gemaaid en in de Achterweide in de Wieden wordt vrijwel al het riet gemaaid. In de meerderheid van de roerdompvakken is uitsluitend overjarig riet aanwezig. Het oppervlak gemaaid riet kan in de bezette vakken oplopen tot 4 ha (25% van het oppervlak).



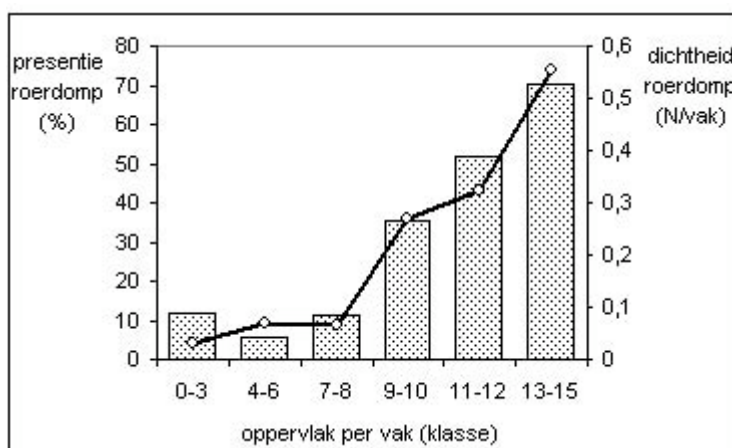
Figuur 12. Bedekking van gemaaid riet en overjarig riet in de onderzochte moerasgebieden.

De dichtheidscijfers in relatie tot het oppervlak gemaaid riet lijken een optimumcurve te tonen (zie figuur 13). Dit kan als volgt geïnterpreteerd worden. Omdat het oppervlak gemaaid riet gecorreleerd is met het totaal oppervlak riet, neemt de roerdompdichtheid bij een hogere bedekking van gemaaid riet toe, omdat dan ook meer overjarig riet aanwezig is. Waar grootschalig riet wordt gemaaid is het effect negatief, omdat er onvoldoende ruimte overgebleven is voor oud riet.



Figuur 13. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot het oppervlak gemaaid riet. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

De presentie en -dichtheidscijfers in relatie tot overjarig riet tonen een sterk positief verband (zie figuur 14). De presentie en dichtheid in vakken met een oppervlak overjarig riet, groter dan 0,125 ha loopt snel op. In enkele vakken is het oppervlak overjarig riet heel beperkt. Een voorbeeld biedt het Harderbroek, waar in een deelgebied jaarlijks riet gemaaid wordt, maar enkele stroken van ongeveer 10 meter breed blijven staan. Dit biedt blijkbaar voldoende dekking voor een roerdomp.



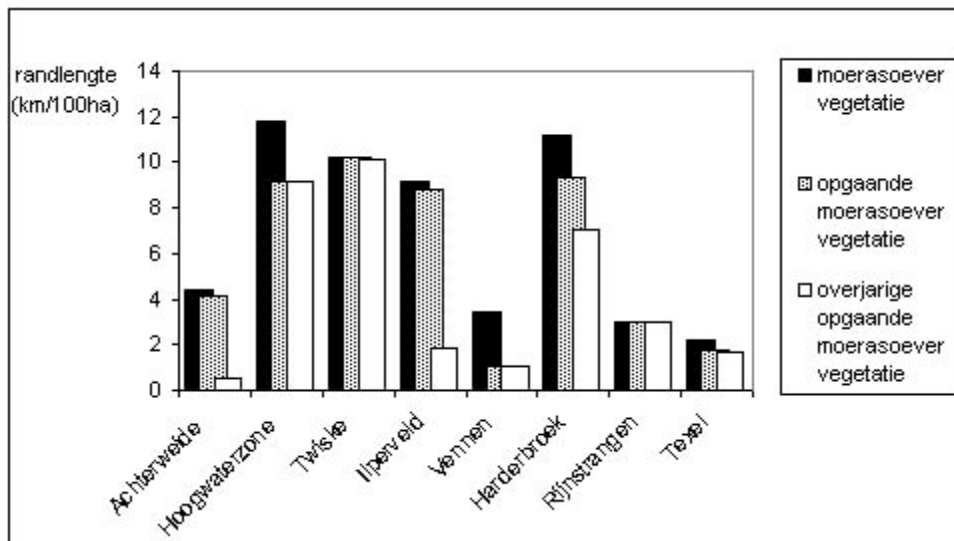
Figuur 14. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot het oppervlak overjarig riet. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

Samengevat is overjarig riet een belangrijk terreinkenmerk. Negentig procent van de bezette vakken heeft een oppervlak overjarig riet of lisdodde van 0.125-0.25 hectare of meer; de mediane waarde is 0,5-1 hectare.

3.2.8 Moerasoevervegetaties

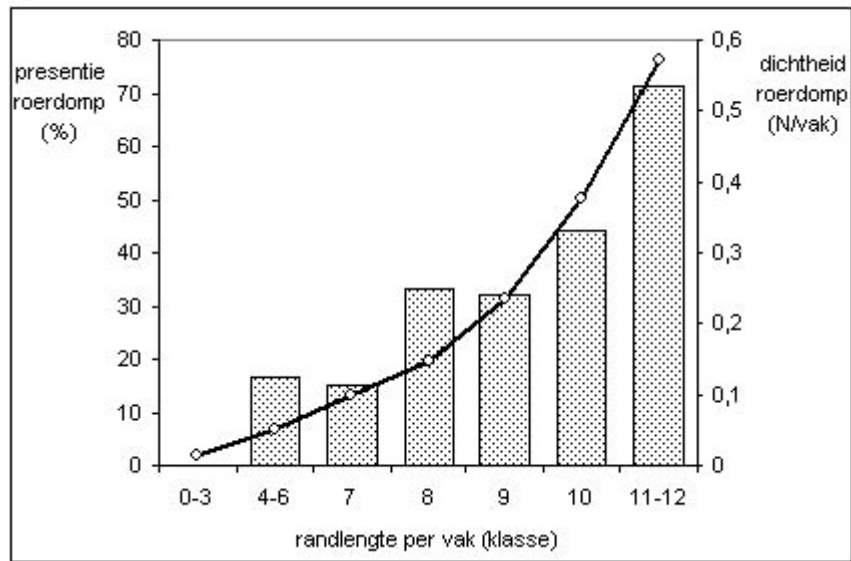
In alle gebieden met roerdampen komt oppervlaktewater voor. Gemiddeld gaat het om 1-2 hectare per vak (mediane waarde). Dit betreft zowel kleinschalige poelen en smalle rietsloten als meer grootschalige, vaak ondiepe plassen.

De randlengte aan moerasoevervegetaties verschilt sterk; deze loopt, gemiddeld per gebied, uiteen van 3 tot 20 kilometer per 100 hectare (zie figuur 15). De veenweidemoerassen, het Harderbroek en de hoogwaterzone in de Wieden zijn rijk aan sloten met moerasoevervegetaties. De vennen op de hoge zandgronden en de duinmoerassen zijn relatief arm aan overgangen van riet naar water. In het Ilperveld en in de Achterweide is het aandeel aan overjarige rietkragen beperkt als gevolg van grootschalige maaiactiviteiten.



Figuur 15. Randlengte van moerasoevervegetaties in de onderzochte moerasgebieden.

Oppervlaktewater blijkt volgens de uitgevoerde aanpassingstoets een belangrijk kenmerk. Dat geldt ook voor de lengte aan moerasoevervegetaties (zie figuur 16). Deze relatie komt vooral voor rekening van overjarig, opgaande moerasoeverplanten, waarin riet en lisdodde domineren.



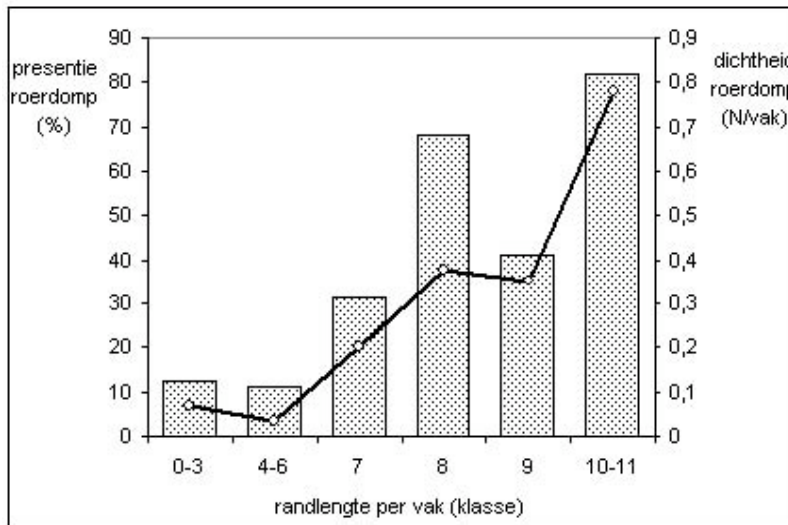
Figuur 16. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot de randlengte van moerasoevervegetatie. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

Samengevat zijn oppervlaktewater en moerasoevervegetaties belangrijke kenmerken. In negentig procent van de bezette vakken komt minimaal 0,25-0,5 hectare oppervlaktewater voor (mediaan 1-2 hectare) en minimaal 400-800 meter moerasoever (mediaan 1,6-3,2 kilometer). Het gaat met name om opgaande moerasoevervegetaties.

3.2.9 Beschutting van moerasoevervegetaties

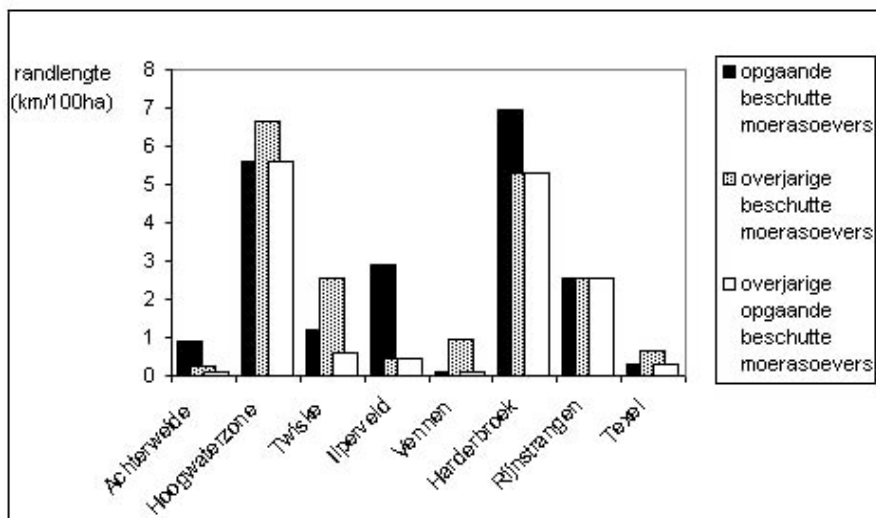
De mate van beschutting van een rietkraag wordt niet alleen bepaald door de schaal van het oppervlaktewater, maar ook door de hoogte van de begroeiing aan de overzijde van het oppervlaktewater, en door de schaal en hoogte van de vegetatie achter de rietkraag. Daarom is 'beschutting' op de volgende wijze gedefinieerd. Indien de breedte of de diameter van het oppervlaktewater kleiner is dan de helft van de vegetatiehoogte van de oever en de achterliggende vegetatie (dat kan ook bijvoorbeeld wilgenbroekbos zijn), dan wordt hier van beschutte moerasoevervegetatie gesproken.

Beschutte moerasoevers komen in enkele gebieden veel voor, namelijk het Harderbroek en de hoogwaterzone in de Wieden, wat minder in de veenweidemoerassen en de Rijnstrangen (zie figuur 17). In de duinmoerassen en heidevennen zijn beschutte moerasoevers schaars en betreft het lage vegetaties (pitrus dominant) in de beschutting van broekbos en naaldhout.



Figuur 17. Randlengte van beschutte moerasoevers in de onderzochte moerasgebieden

De randlengte aan beschutte moerasoevervegetaties – hoog of laag – blijkt een sterke relatie te hebben met de presentie en dichtheid van roerdampen (zie figuur 18). Verschillende combinaties scoren het hoogst in de aanpassingstest, in het bijzonder opgaande, beschutte moerasoevervegetaties. Weliswaar scoren al of niet opgaande en al of niet overjarige moerasoevervegetaties in deze test ook hoog, maar daarbij speelt de onderlinge correlatie en de dominantie van overjarig en opgaande vegetaties in het totaal mee.

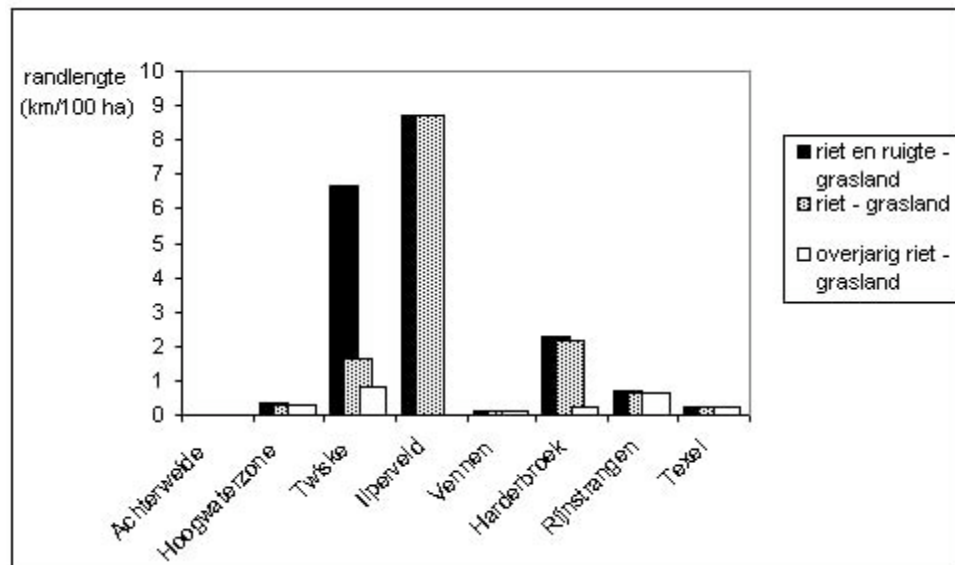


Figuur 18. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot de randlengte van beschutte moerasoevervegetatie. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

Samengevat hebben beschutte moerasoevervegetaties een hoge verklarende waarde voor de aan of -afwezigheid van roerdampen. In negentig procent van de bezette vakken komt een lengte van 200-400 meter of meer voor aan beschutte moerasoevervegetaties. De mediane waarde is 0,8-1,6 kilometer.

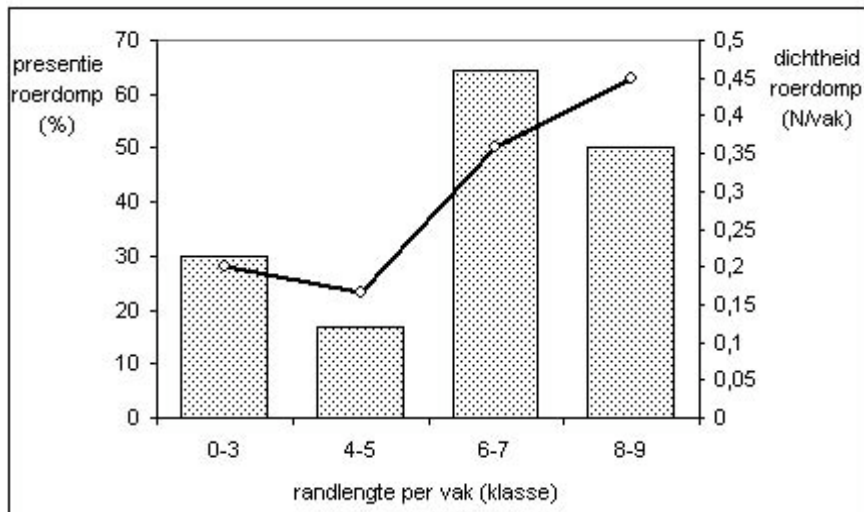
3.2.10 Rietranden langs grasland

In de meeste roerdompvakken ontbreekt extensief beheerd grasland, in de vorm van hooiland dan wel extensief beweid vochtig of ruig grasland (zie figuur 19). In de veenweidemoerassen van Zaanstreek-Waterland is het een aspectbepalend terreinkenmerk. In (veel) mindere mate komen deze rietranden voor in het Harderbroek en de Rijnstrangen. In de regio Zaanstreek-Waterland is het gemiddeld oppervlak extensief beheerd grasland 1-2 ha per vak. De randlengte aan grasland, grenzend aan opgaand moeras of ruigte is hier 0,8-1,6 kilometer.



Figuur 19. Randlengte van opgaande moeras (riet)vegetaties langs grasland in de onderzochte gebieden.

Rietpercelen en rietkragen kunnen aan de landzijde omzoomd zijn door ruigtevegetaties. Een relatie met de presentie van riet-grasranden inclusief ruigtezomen lijkt niet aanwezig. Worden deze buiten beschouwing gelaten, dan tekent zich wel een relatie af; dat geldt zowel voor overjarig als gemaaid riet (zie figuur 20). Het verband is niet zo uitgesproken, omdat de aanwezigheid van moerasoevervegetaties meespeelt. Er zijn verschillende locaties in de onderzochte gebieden het Twiske en IJperveld, waar overjarige beschutte rietoevers nagenoeg of geheel ontbreken, maar waar min of meer beschutte vochtige en natte rietkragen langs of op extensief beweidde graslandpercelen of hooilandpercelen algemeen voorkomen.



Figuur 20. Presentie en dichtheid van roerdampen in relatie tot de randlengte van overjarig riet langs grasland. Presentie: histogram, bezette vakken (totaal 53) ten opzichte van het totaal aantal vakken (totaal 135) per klasse of klassengroep. Dichtheid: lijndiagram, gemiddelde dichtheid per vak (totaal aantal 1996-2000: 156). Verklaring klassenindeling: zie tabel 2.

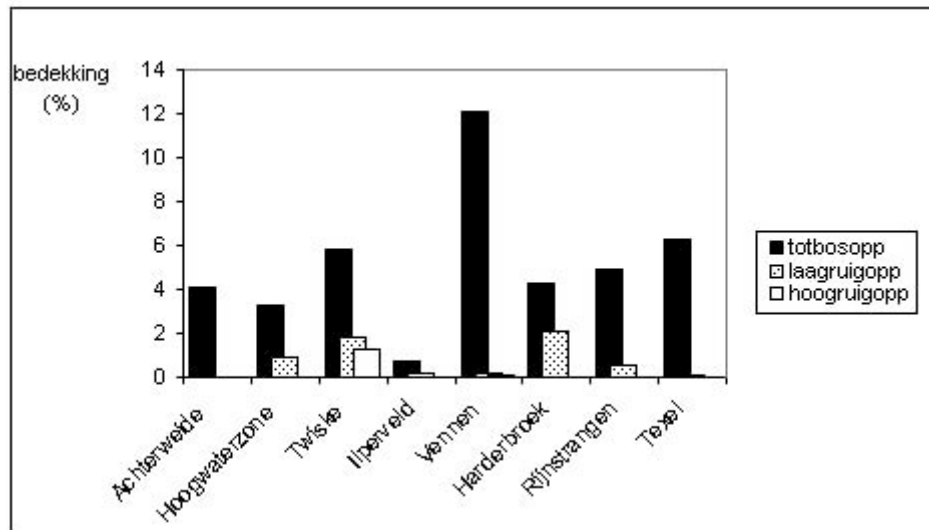
Samengevat blijkt dat het belang van randen van opgaand riet langs extensief beweide grasland en hooiland in algemene zin beperkt is. In sommige gebieden, waar opgaande moerasoevervegetaties schaars zijn, lijkt dit kenmerk wel belangrijk. In deze gebieden gaat het om een randlengte van 'gemiddeld' 0,8-1,6 kilometer (mediane waarde).

3.2.11 Bos en andere vegetaties

In nagenoeg alle roerdompvakken komt bos voor (zie figuur 21). Het 'gemiddeld' oppervlak is 0,25-0,5 ha per vak (mediane waarde). Dit betreft hoofdzakelijk wilgenbroek, plaatselijk els/berkenbroek. In de Brabantse gebieden zijn de moerasgebieden deels of geheel omzoomd door naaldbos.

Ruigtevegetaties ontbreken in een deel van de gebieden volledig, maar komen in andere in beperkte mate voor. Andere vegetaties betreffen heide (4 vakken, mediaan 1-2 ha), pijpestrootje (2 vakken, 1-8 ha) en open duingrasland (5 vakken, 0,25-8 ha). In het aangrenzend gebied komen maïsvelden voor (5 vakken) en intensief beweide grasland (14 vakken).

Deze vegetatietypen tonen geen verband met het voorkomen van roerdampen. Een negatief verband is te verwachten wanneer de bedekking in een vak relatief hoog is. Bos komt in een bedekking van maximaal 12,5-25% voor en dat blijkt geen belemmering voor de vestiging van een roerdomp. Een omgevingsanalyse van door roerdampen bezette vakken zou mogelijk een negatief verband kunnen tonen, die verband houdt met de isolatie van moerasbegroeiingen. Een dergelijke analyse is echter niet uitgevoerd.



Figuur 21. Oppervlak bos, opgaande ruigte (1-2 m hoog) en lage ruigte-vegetaties (0.5-1 m hoog) in de onderzochte moerasgebieden.

3.2.12 Wegen en bebouwing

Verharde wegen ontbreken in helft van de vakken. Wel komen onverharde voetpaden (zand of gras) in de meerderheid voor. De verstoringdruk is in een belangrijk deel van de gebieden, die als reservaat beheerd worden en in het broedseizoen gesloten zijn voor publiek, zeer laag. Er komen echter roerdampen voor in recreatiegebieden. Het Twiske is een voorbeeld van een gebied met intensieve recreatie. De recreatiedruk is echter gezoneerd en in de rustige terreindelen, waar rietmoeras meer voorkomt, broeden roerdampen dicht langs extensief gebruikte fiets- en voetpaden. De afstand bedraagt in een enkel geval 10-25 meter. Deze gevallen wijzen erop dat de roerdomp extensieve recreatie kan verdragen op broedlocaties, op voorwaarde dat de rietmoeras niet betreden wordt. Het is de vraag of dat ook geldt voor foerageergebieden. Roerdampen zijn over het algemeen zeer schuwe vogels en hebben een voorkeur voor beschutte rietranden, waar ze zich snel in de dekking van de vegetatie kunnen terugtrekken.

3.3 Habitatmodel

Het hier gepresenteerde model is gericht op de presentie van roerdampen in afhankelijkheid van terreinkenmerken. Een verklaring voor het maximum aantal of gemiddeld aantal territoria per vak is niet uitgewerkt. Alleen kenmerken die voldoende frequent voorkomen in door roerdampen bezette vakken komen in aanmerking voor het model.

Een overzicht van de verklarende waarde van afzonderlijke terreinkenmerken laat zien dat de verklaring van de meeste onderzochte kenmerken varieert tussen 49 en 68% (zie tabel 5). Het kenmerk 'randlengte beschutte moerasoever en riet/gras' biedt

statistisch gezien de beste verklaring. Dit betekent dat dit kenmerk binnen de onderzochte verzameling van 135 vakken in 68% van de gevallen correct verklaart of een roerdomp aanwezig dan wel afwezig is. Een χ^2 homogeniteitstoets toont aan dat voor 18 kenmerken bij een overschrijdingskans van 5% geldt dat de presentie van roerdampen significant afwijkt van een willekeurige verdeling over de aanwezigheid van het terreinkenmerk. Hierbij betekent 'aanwezigheid van een kenmerk' dat de waarde van het kenmerk gelijk aan of groter dan de drempelwaarde is. In de meeste gevallen in deze set geldt een overschrijdingskans van 1% of minder.

Tabel 5. Overzicht van kenmerken, die voldoende frequent voorkomen in door roerdampen bezette vakken om in aanmerking te komen voor het habitatmodel (drempelwaarde > 0). Vermeld is de drempelklasse (10% percentiel), het percentage van de vakken waarin de aan of -afwezigheid van roerdampen goed verklaard wordt en het resultaat van een homogeniteitstoets (: $p \leq 0.05$, **: $p \leq 0.01$).*

nr	kenmerk	drempel- klasse	% ver- klaard	χ^2	P
1	Randlengte beschutte moerasoever en riet/gras	7	68,15	25,30	**
2	Oppervlak nat moeras	9	64,44	23,08	**
3	Oppervlak riet	9	66,67	22,56	**
4	Oppervlak laag moeras	6	63,70	22,17	**
5	Diameter moeras	7	61,48	22,04	**
6	Oppervlak nat moeras	9	62,22	19,86	**
7	Oppervlak moeras	10	60,00	18,63	**
8	Oppervlak oud riet	9	59,26	16,24	**
9	Oppervlak oud oeverriet	4	59,26	16,24	**
10	Oppervlak oppervlaktewater	10	51,85	13,00	**
11	Randlengte moerasoever	8	50,37	9,75	**
12	Randlengte moeras	8	54,07	9,52	**
13	Diameter oeverriet	1	54,07	9,47	**
14	Oppervlak oeverriet	4	52,59	8,17	**
15	Randlengte opgaand moeras	6	50,37	7,47	**
16	Diameter riet	6	50,37	7,21	**
17	Diameter waterriet	2	48,89	6,11	*
18	Randlengte oeverriet	6	48,89	5,16	*

In deze kenmerken komen de al eerder genoemde acht aspecten naar voren: vegetatiehoogte (opgaande moerasvegetatie), leeftijd (overjarig dan wel gemaaid), waterpeil in de moerasvegetatie, onderlaag of kniklaag, minimale diameter, randen van opgaande moerasvegetatie langs oppervlaktewater dan wel grasland en beschutting van rietranden. Daarnaast komt oppervlaktewater als kenmerk in de lijst van significante kenmerken voor. Het combineren van deze aspecten tot complexe kenmerken, zoals bijvoorbeeld 'overjarig in water staand opgaand moeras' leidt tot een veelvoud van het achttal kenmerken.

Een combinatie van de genoemde kenmerken vergroot de verklarende waarde. Het stapsgewijs toevoegen van kenmerken aan het model, beginnend bij het best verklarende kenmerk 'randlengte beschutte moerasoever en riet/gras' levert een betere verklaring op tot een maximum van 81% (de 5 beste kenmerken, zie tabel 6). Het toevoegen van meer kenmerken doet de verklarende waarde afnemen. Wanneer de evaluatie van dit model wordt beperkt tot een 'positieve verklaring', dat wil zeggen het percentage van het aantal bezette vakken, waarin de aanwezigheid van roerdompen verklaard wordt, dan blijkt dit eveneens relatief hoog: 72-85%. Opvallend hierbij is dat het toevoegen van kenmerken aan het model leidt tot een geringere 'positieve verklaring'.

Tabel 6. Resultaat van modellen, waarin kenmerken zijn gecombineerd. Een model met kenmerk 1 en 2 houdt in dat zowel kenmerk 1 als 2 in een vak voor moet komen met een waarde die gelijk is aan of hoger dan de drempelwaarde. Significantie: * overschrijdingskans ≤ 0.01 .

	Var 1-2	Var 1-3	Var 1-4	Var 1-5	Var 1-10
Verklarend %	76	77	80	81	78
Positief verklarend %	85	78	74	72	57
χ^2	52	58	49	44	32
significantie	**	**	**	**	**

Tabel 7. Resultaat van het model met kenmerk 1-5 in verschillende regio's. Vermeld is de verklaring van de presentie in alle vakken ('totaal verklarend') en in de bezette vakken ('positief verklarend'). Daarnaast is het resultaat van een homogeniteitstoets opgenomen (* overschrijdingskans ≤ 0.05 , ** kans ≤ 0.01).

	Alle regio's	Veen west	Veen oost	Duin	Rivier Klei	Zee klei	Hoge zand
Aantal vakken (totaal;positief)	135;53	39;12	28;9	18;7	13;8	13;8	25;7
Verklarend %	81	87	61	72	54	77	80
Positief verklarend %	72	78	53	17	75	88	43
χ^2	44	57	9	16	0	34	28
significantie	**	**	**	**		**	**

De vraag is vervolgens hoe betrouwbaar dit model is. Een mogelijkheid om deze vraag te beantwoorden is het modelresultaat per regio te beoordelen. Nu blijkt het modelresultaat in de regio's 'rivierkleimoeras' (Rijnstrangen) en met name 'duinmoeras' (gebieden op Texel) onvoldoende (zie tabel 7).

Verschillende iteraties met selecties van kenmerken en drempelwaarden, gericht op een model dat de relevante aspecten van de terreinkenmerken bevat en zo betrouwbaar mogelijk is, gelet op toepassing in verschillende regio's resulteert in een model met zeven kenmerken (zie tabel 8): diameter riet, oppervlak laag moeras, oppervlak nat moeras, oppervlak oud riet, randlengte moeras, randlengte beschutte moerasoever plus riet-grasland en oppervlak oppervlaktewater.

Tabel 8. *Habitatmodel roerdomp. Overzicht van kritische kenmerken en drempelwaarden die de presentie verklaren in vakken van 400 x 400 m (N=135).*

Terreinkenmerk	Drempel klasse	Drempel waarde
Diameter riet	6	6,4-12.5 m
Oppervlak nat moeras	9	1250-2500 m ²
Oppervlak laag moeras	4	40-78 m ²
Oppervlak oud riet	9	1250-2500 m ²
Randlengte moeras	8	400-800 m
Randlengte beschutte moerasoever + riet/grasrand	7	200-400 m
Oppervlakte oppervlaktewater	10	2500-5000 m ²

Tabel 9. *Resultaat van het uiteindelijke model met 7 kenmerken (zie tabel 8) in verschillende regio's. Vermeld is de verklaring van de presentie in alle vakken ('totaal verklarend') en in de bezette vakken ('positief verklarend'). Daarnaast is het resultaat van een homogeniteitstoets opgenomen (* overschrijdingskans <= 0.05, ** kans <= 0.01).*

	Alle regio's	Veen west	Veen oost	Duin	Rivier klei	Zee klei	Hoge zand
Aantal vakken (totaal;positief)	135;53	39;12	28;9	18;7	13;8	13;8	25;7
Verklarend %	86	92	93	89	70	77	80
Positief verklarend %	76	75	91	71	88	88	43
χ^2	69,4	27,0	49,6	11,4	1,3	2,9	7,0
significantie	**	**	**	**			*

Dit model verklaart de presentie in 86% van de gevallen. De 'positieve verklaring' is 76% (zie tabel 9). Een nadeel is dat het positieve resultaat in de vennen op de hoge zandgronden beperkt is. Hier is de omvang van de steekproef echter heel klein. De kleine steekproef in het rivierengebied (Rijnstrangen) en zeekleimoeras (Harderbroek) heeft ook gevolgen voor de mogelijkheid om statistisch significante resultaten te boeken.

In de set van kenmerken komen als belangrijke aspecten voor:

- De minimale diameter van aaneengesloten opgaande moerasvegetatie: minimaal 6,4-12.5 meter (mediaan 26-50 meter).
- Het waterpeil in moerasvegetaties: permanent of periodiek in water staande vegetatie neemt minimaal 0,125-0,25 ha in beslag (mediaan 1-2 ha).
- Het oppervlak van vrijstaande lage moerasvegetatie, ondergroei en oud plantenmateriaal: minimaal 40-78 m² (mediaan 0,5-1 ha).
- Het oppervlak overjarig opgaand moeras (riet, lisdodde): minimaal 0,125-0,25 ha (mediaan 0,5-1 ha).
- De lengte aan moerasranden. De lengte aan moerasoevers en randen van opgaand moeras-grasland is minimaal 400-800 meter (mediaan 1,6-3,2 kilometer). Hiervan is de lengte aan beschutte, overjarige moerasoevers (riet, lisdodde) en

randen van opgaand riet langs extensief beweide, vochtig grasland of hooiland minimaal 200-400 meter (mediaan 800-1600 meter);

- Oppervlaktewater neemt minimaal 0,25-0,50 ha in beslag (mediaan 1-2 ha).

Opvallend in dit modelresultaat is dat de minimale schaal van moerasvegetaties beperkt is. De roerdomp kan vooral gekarakteriseerd worden als een vogel van moerasgebieden met periodiek of permanent in water staande, overjarige riet- en lisdodevegetaties, rijk aan rietranden langs min of meer kleinschalig oppervlaktewater en/of extensief beheerde graslanden.

3.4 Regressie-analyse

In de regressie-analyse is eerst een selectie gemaakt van factoren die afzonderlijk een significante correlatie hebben met het voorkomen van roerdampen. Omdat maximaal 12 factoren in de analyse verwerkt konden worden zijn de volgende factoren met de hoogste correlaties geselecteerd:

- regio,
- randlengte moeras,
- oppervlak laag moeras,
- diameter moeras,
- randlengte beschutte moerasoever,
- oppervlak oud waterriet,
- oppervlak waterriet,
- oppervlak moeras,
- oppervlak oud moeras,
- oppervlak oud riet,
- oppervlak open water,
- randlengte moerasoever,
- oppervlak oud oeverriet.

Verschillende factoren tonen onderling een sterke correlatie. Dit betreft twee complexen:

- oppervlak oud riet – oppervlak oud waterriet – oppervlak oud oeverriet – randlengte moerasoever;
- diameter moeras – oppervlak riet – oppervlak waterriet – oppervlak moeras.

Uit het eerste complex blijkt dat de onderzochte rietvegetaties veelal periodiek of permanent in of aan water staan en dat 'moeras' in de onderzochte gebieden hoofdzakelijk uit rietvegetatie bestaat. Uit het tweede complex blijkt dat grootschalige rietvegetaties een groot oppervlak innemen – hetgeen logisch is – en dat de onderzochte rietvegetaties grotendeels periodiek of permanent in water staan.

Om op een gewogen manier te onderzoeken welke factoren mogelijk het voorkomen van roerdampen bepalen is het belangrijk om reeds voor de variatie die tussen regio's bestaat te corrigeren. Er is zowel een selectieprocedure toegepast op de dataset met drempelwaarden, waarin de kwantiteit van de terreinkenmerken is omgezet in 0

en 1 waarden ('0/1/ matrix'), als op de dataset met de oorspronkelijke logaritmische klassen. In beide datasets werd een onderdispersie vastgesteld. Dit houdt in dat minder variatie werd vastgesteld dan op grond van een binomiale verdeling verwacht mocht worden (Oude Voshaar 1995). Met deze onderdispersie is vervolgens rekening gehouden door de dispersieparameter door het model te laten schatten op grond van de residual mean deviance. Om te onderzoeken of een passend model gevonden kon worden bij de gegevens is gebruik gemaakt van het selectiecriterium van Mallow (Cp-waarde, Oude Voshaar 1995). Bij de selectieprocedure bleek echter dat voor de 0/1-Matrix deze waarde overschreden werd. Bij de dataset in de originele dataklassen werd wel een goed passend model gevonden. De drie best verklarende factoren kwamen voor beide datasets overeen, alleen de derde factor verschilde. In de 0/1-matrix betrof dit oppervlak moerasvegetatie. Dit is een factor die sterk onderling correleert met de factor diameter moerasvegetatie die in de tweede dataset als meest verklarend uit de bus kwam. Hoewel voor de 0/1-matrix geen volledig passend model werd gevonden, waren de resultaten zeer overeenkomstig met de andere dataset.

In tabel 10 is het resultaat weergegeven van de logistische regressie die op grond van de modelselectieprocedure als best passend uit de bus was gekomen. Weergegeven zijn die factoren die een significante bijdrage leveren aan het model ($p < 0.05$). De totale verklaarde deviantie geeft aan in welke mate het totale statistisch model de variatie in de gegevens verklaard, tevens uitgedrukt in percentage. Voor drie waarnemingen werd een grote invloed vastgesteld op het model (hoge leverage). Het model is vervolgens gedraaid zonder deze drie punten, maar dit bleek nauwelijks invloed te hebben op de parameter schattingen van het model en de devianties en significantieniveau's van de verschillende factoren.

De resultaten van het regressiemodel is voor de vier terreinkenmerken in de zes regio's afzonderlijk bekeken (zie figuur 22). De regio's 'duinmoeras' en 'hoge zandgronden' springen eruit. Hier lijkt sprake van een regio-effect. Een gedeeltelijke interpretatie op grond van terreinkenmerken is de volgende. In beide regio's is oppervlaktewater relatief schaars. Hier is het oppervlak gecorreleerd met de aanwezigheid van moerasvegetatie, inbegrepen een onderlaag of vrijstaande lage vegetatie, de diameter van moerasvegetaties en beschutte rietoevers. In de andere regio's is dat veel minder het geval. Dat geldt in het bijzonder voor de veenweidegebieden, waar sloot-oevers zonder min of meer opgaande moerasvegetatie algemeen voorkomen.

Tabel 10. Resultaten van logistische regressie van het voorkomen van roerdompen (binomiaal verdeeld respons variabelen). Weergegeven zijn de factoren die een significante bijdrage leveren aan het model ($p < 0.05$). De verklaarde deviantie geeft aan in welke mate een factor in het totale statistisch model de variatie in de gegevens verklaard.

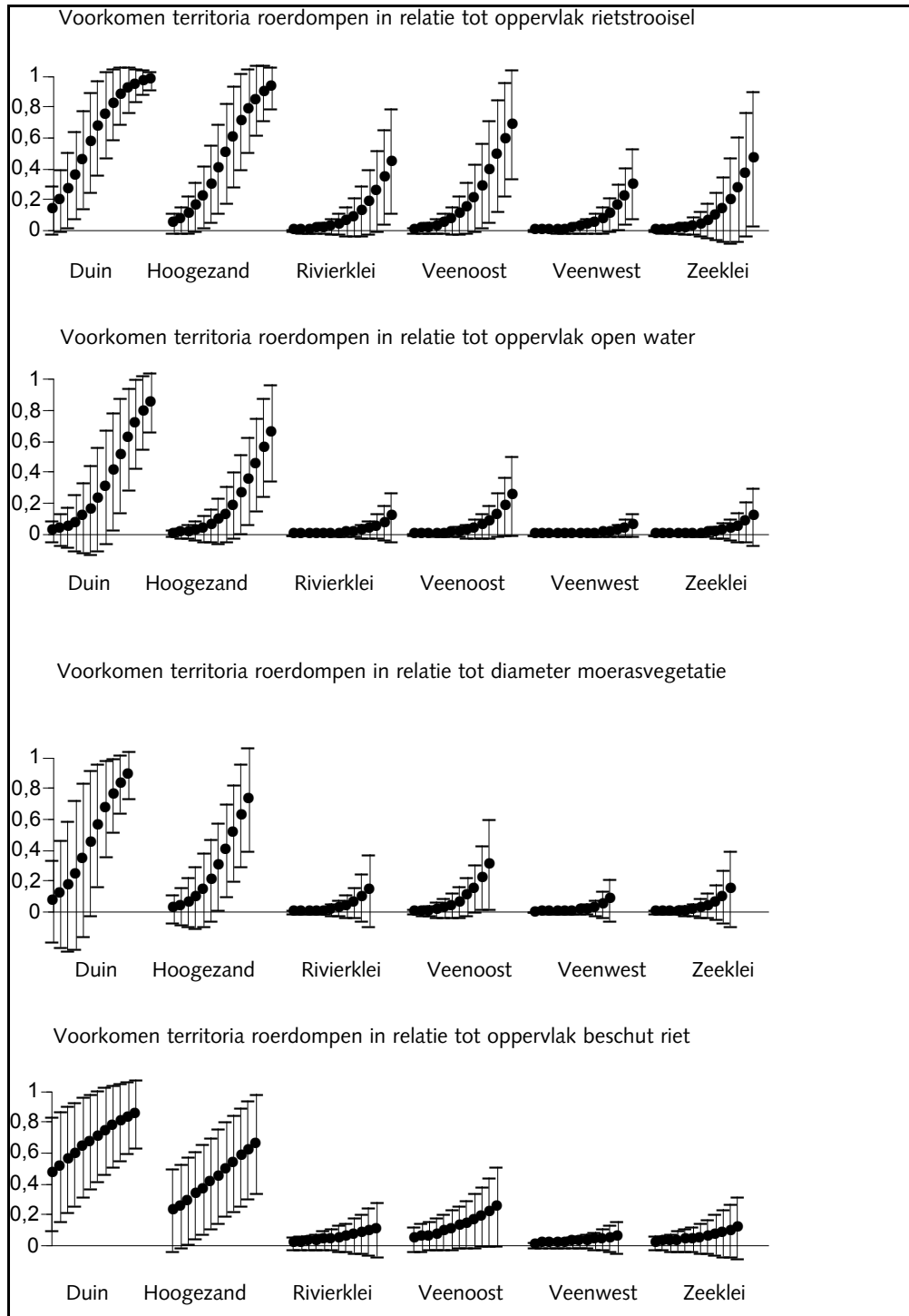
Factor	Deviantie	Verklaarde variantie (%)
Regio	11.3	6.5
Oppervlak laag moeras	37.0	21.4
Oppervlak oppervlaktewater	18.5	10.7
Diameter moeras	4.8	2.8
Randlengte beschutte moerasoever	4.3	2.5
Residuen	97.3	56.1
Totaal	173.2	100

3.5 Ecologische interpretatie

Een ecologische interpretatie van het habitatmodel richt zich op kennis van broedplaatsen ('nesthabitat') en foerageergebieden ('voedselhabitat') van roerdompen.

Nesten zijn gelokaliseerd in opgaande moerasvegetaties. In de meeste gevallen betreft het riet. In de Rijnstrangen zijn roepende roerdompen ook waargenomen in lisdoddevelden. In de Twiskepolder broeden roerdompen in riet dat jarenlang niet gemaaid is, een onderlaag heeft van oude gebroken stengels en permanent of periodiek in ondiep water staat (waarnemingen R. van der Hut). In het IJperveld wordt gebroed in varenrietland op kraggebodem (met water verzadigde bodem, geen water op het maaiveld; med. N. Dekker). In veenweidemoerassen valt op dat roerdompen in relatief kleine rietpercelen en bescheiden rietkragen kunnen broeden. In de Twiskepolder blijkt een rietkraag of rietperceel met een breedte van 6-10 meter nog voldoende dekking te geven als nestplaats (waarnemingen R. van der Hut). De beperkte bereikbaarheid voor grondpredatoren in zeer waterrijke gebieden zou een rol kunnen spelen. Indien de toegankelijkheid voor predatoren groter is, dan zou de drempelwaarde hoger kunnen zijn. Deze waarnemingen, gevoegd bij en getoetst aan de ligging van roepposten in andere moerasgebieden geven aan dat een minimale diameter van 6-12 meter conform het habitatmodel voldoende dekking biedt, waarbij isolatie door oppervlaktewater belangrijk kan zijn in verband met predatierisico. Voorwaarde daarbij is dat het opgaande moerasvegetatie betreft (riet of lisdodde), overjarig en minimaal plaatselijk permanent of periodiek in water staat en in meer of mindere mate een ondergroei of onderlaag van oud plantenmateriaal heeft. Deze onderste laag is van belang als fundament voor het nest. De laag kan bestaan uit ondergroei in vorm van grote zeggen, varens of andere lage moerasplanten zoals pitrus, gele lis of liesgras, die een dichte laag, horst of bult vormen. Het lijkt erop dat een geringe bedekking al voldoende is. Het model geeft een opvallend lage minimumwaarde aan van 40-78 m². Blijkbaar zijn

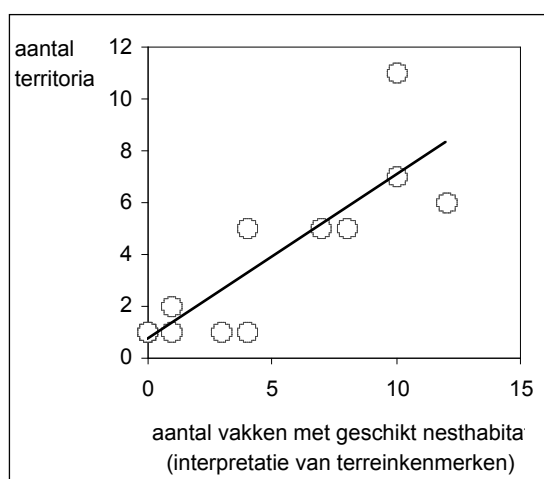
enkele zeggenbulten of riet- en lisdoddehorsten voldoende. Dit lijkt met name het geval in het Harderbroek, de Rijnstrangen en de Horsmeertjes waar uitgestrekt waterrietvelden voorkomen met een beperkte onderste vegetatielaag.



Figuur 22. Predicties van de presentie van roerdompen volgens de vier terrein- kenmerken (met 95% betrouwbaarheidsintervallen) volgens de originele klassenindeling.

De ouderdom van de rietvegetatie heeft waarschijnlijk niet alleen betekenis voor de dekking in het voorjaar, wanneer gemaaide vegetaties nog geen dekking bieden. Uit een studie naar de dichtheid van moerasvogels in relatie tot de leeftijd van rietvegetaties bleek dat in een laagveengebied de vegetatiedichtheid van opgaande rietvegetaties van omstreeks 10 jaar oud het hoogst was (Van der Hut 2000). Mogelijk zijn oudere rietvegetaties minder toegankelijk voor grondpredatoren. Deze betekenis geldt waarschijnlijk ook voor water op het maaiveld.

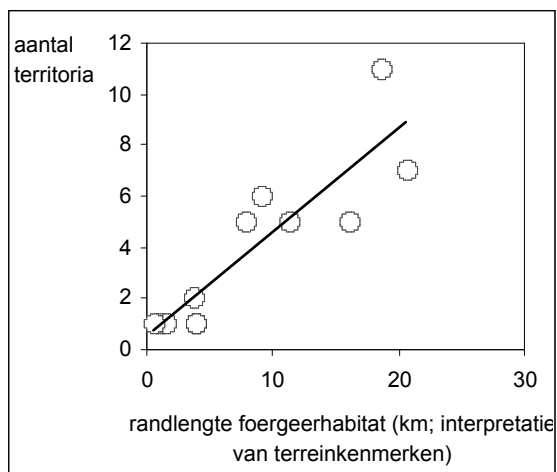
Samengevat is een plausibele ecologische verklaring mogelijk voor de aspecten vegetatiehoogte, waterpeil, rietdiameter en onderlaag in de modelkenmerken opgaande overjarige moerasvegetatie, het oppervlak lage moerasvegetatie, overjarige moerasvegetatie en natte moerasvegetatie in termen van 'nesthabitat'. Het aantal vakken in de bezochte gebieden met een combinatie van deze kenmerken toont een duidelijke relatie met het aantal roerdomp territoria (zie figuur 23).



Figuur 23. Relatie tussen het aantal vakken met geschikt nesthabitat en het aantal roerdomp-territoria per gebied. Het betreft een interpretatie van kenmerken, namelijk de combinatie van de maximale diameter van opgaande overjarige moerasvegetatie, het oppervlak lage moerasvegetatie, overjarige moerasvegetatie en natte moerasvegetatie. Het aantal territoria betreft het maximum per gebied in de jaren 1996-2000.

Roerdampen zijn foeragerend waargenomen in beschutte rietkragen, waarbij de roerdomp in de zone met min of meer open oeverriet van stengel naar stengel klautert en in het beschutte water naar prooien vist (waarnemingen R. van der Hut in de Zaanstreek). Daarnaast foerageren roerdampen in het broedseizoen ook vanuit natte rietkragen in het aangrenzende extensief beheerde vochtige en/of ruige grasland, met name waar grasland in het voorjaar als gevolg van neerslag geïnundeerd is. Met name in de Zaanstreek worden roerdampen foeragerend waargenomen in rietranden en

vochtige laagten (zogenoemde zenken of dellen), waar als gevolg van begrazing een open, lage moerasvegetatie in ondiep water aanwezig is met een rijk aanbod aan amfibieën (waarnemingen R. van der Hut, R. Leguijt en M. Roos in de Polder Westzaan, het Wormer- en Jisperveld en de Twiskepolder). In het Harderbroek en de hoogwaterzone in de Wieden komen relatief smalle rietsloten en grotere ondiepe, met riet omzoomde plassen voor. In de rietzomen van beide typen wateren worden roerdompen invallend of opvliegend waargenomen (med. H. Raaijmakers, O. Brandsma). Het lijkt erop dat de lengte aan rietranden een goede maat is voor de omvang van het foerageergebied van roerdompen. De aspecten 'beschutting' en 'overjarig riet' in het modelkenmerk 'randlengte beschutte overjarige moerasoever' geven aan dat dekking voor roerdompen in rietranden belangrijk is. Daarnaast kan dit een belangrijk kenmerk zijn voor het prooiaanbod in de vorm van amfibieën en kleine vis. Waarnemingen van voedselvluchten van een roerdomp, die in het opgaande riet van het 'Roerdompven' in de Grootte Peel broedt en in pitrusoevers langs beschutte plassen foerageert, geven aan dat ook lage moerasoevers geschikt kunnen zijn. Dit geldt ook voor de Deurnesche Peel (eveneens pitrusvegetaties) en het Grote Vlak op Texel (gele lis). De omvang van het oppervlaktewater als modelkenmerk heeft waarschijnlijk betekenis voor het prooiaanbod aan vis en amfibieën. Gegevens over de prooikeuze van roerdompen in Nederland zijn niet voorhanden. In de Grootte Peel is één vissoort algemeen, namelijk de hondsvij. In de Horsmeertjes op Texel komt naast stekelbaars nauwelijks vis voor. Dit wijst erop dat naast vis ook amfibieën een belangrijke voedselbron in het broedseizoen kunnen zijn.



Figuur 24. Relatie tussen de lengte aan foerageerhabitat en het aantal roerdompterritoria per gebied. Het betreft een interpretatie van kenmerken, namelijk de som van de volgende typen: lage beschutte overjarige moerasoevers, opgaande beschutte overjarige moerasoevers, randen van opgaand riet langs extensief beweid grasland. Het aantal territoria betreft het maximum per gebied in de jaren 1996-2000.

Omdat roerdompen langs zowel beschutte oevers met overjarige moerasvegetatie als langs rietranden in extensief beweid grasland en in de daar aanwezige vochtige laagten foerageren, lijkt de lengte aan deze twee randtypen gecombineerd een goede maat voor de omvang van het foerageergebied. Volgens het model zou deze randlengte minimaal 200-400 meter moeten zijn; de mediane waarde is 0.8-1.6 kilometer. De beschikbare randlengte aan foerageerhabitat volgens deze interpretatie toont in de bezochte gebieden een sterk verband met het aantal roerdomp territoria (zie figuur 24). Het gemiddelde per gebied ligt hoger dan de waarde per bezet vak: 2,2 kilometer. De waarden lopen uiteen van gemiddeld 0,6 tot 4,0 kilometer per territorium. Deze verschillen kunnen te maken hebben met een mate van geschiktheid, die niet in de metingen tot uiting komt, bijvoorbeeld het voedselaanbod.

3.6 Discussie

3.6.1 Activiteitengebied

Het gedrag van roerdompen is voor een belangrijk deel onbekend. Algemeen wordt aangenomen wordt dat het mannetje zich niet bemoeit met het bouwen van een nest, broeden en verzorgen van de jongen. Sommige auteurs melden echter dat zowel het vrouwtje als het mannetje de jongen voeren (Dementiew en Naumann in Gentz 1965). Het nest kan zich in veel gevallen een heel eind, tot 500 meter en meer, van de roep-post van het mannetje vandaan bevinden, maar in de regel is de afstand ongeveer 60-70 meter en niet zelden bevinden zich verschillende (2-5) bezette nesten dicht bij elkaar (15-20 meter, Gauckler & Graus 1965). Het vrouwtje broedt en voert de jongen (Bauer & Blotzheim 1966, Bezzel 1985). Deze waarnemingen betekenen dat broedvogelinventarisaties de territoria, en daarmee het leefgebied van mannetjes, goed in kaart brengen, maar niet altijd het terreingebruik door vrouwtjes. Waarnemingen van nesten, ver verwijderd van de roeppost en van voedselvluchten over grote afstand hebben implicaties voor de analyseren van de terreinkeus aan de hand van gekarteerde territoria.

In de bezochte gebieden zijn verschillende waarnemingen gedaan die er op wijzen dat het activiteitengebied van roerdompen afhankelijk is van de ligging van geschikte nest- plaatsen, roepposten en foerageergebieden en dat de strategie van een roerdomp kan variëren van territoriaal tot koloniaal. De volgende waarnemingen illustreren dit.

In 2000 had in de Twiskepolder een mannetje zijn roeppost in een kleinschalig complex van poeltjes en slootjes met beschutte, vrij smalle oeverrietzones. Een nest bevond zich in een grootschaliger vochtig rietveld zonder rietoevers op 400 meter afstand. Het vrouwtje ondernam voedselvluchten naar het deelgebied, waarin het territorium lag. Hier lag het nest ver buiten het territorium en het voedselgebied (J. Evers, R. van der Hut).

In de jaren 1996-2000 broedde een roerdomp in een klein rietperceel in het Twiske. Hier lag ook de roeppost. Voedselvluchten werden ondernomen naar waterrietzones in de naaste omgeving tot ongeveer 300 meter afstand.

In de Groote Peel heeft de roerdomp in het verleden koloniegewijs gebroed in het rietveld van het Roerdompven. De vogels zochten voedsel in de wijde omtrek (Van Seggelen 1999).

In de literatuur worden voedselvluchten genoemd over een afstand tot 1 kilometer (Gauckler & Graus 1965) en 1,5 kilometer (Engeland, Bibby & Lunn 1982). Vermoedelijk speelt dit fenomeen in de bezochte gebieden een ondergeschikte rol, omdat waarnemingen van voedselvluchten een heel beperkt deel van het aantal gevallen betreffen en omdat de afstand van deze voedselvluchten beperkt is – in de regel 200-400 meter. Met name in aaneengesloten moerasgebieden van beperkte omvang, die omgeven zijn door afwijkende landschapstypen, zoals het Harderbroek en de Rijnstrangen, kan het niet anders zijn dan dat het activiteitengebied niet in de orde van kilometers ligt, maar hoogstens in de orde van honderden meters. Dit betekent dat het uitgangspunt om vakken van 400 x 400 meter te nemen als ruimtelijke eenheid voor de analyse van de terreinkeus in de meeste gevallen waarschijnlijk voldoet. Wel blijft het gewenst om meer zicht te krijgen op het activiteitengebied van roerdampen in Nederland. Daarvoor is gericht onderzoek nodig aan de hand van gezenderde vogels.

3.6.2 Kenmerken in het model

De regressie-analyse resulteert in een set best verklarende terreinkenmerken, die eveneens in het habitatmodel voorkomen. In dit opzicht is er sprake van een consistent resultaat en een onderbouwing van het habitatmodel. In deze kenmerken komen vijf aspecten voor: oppervlaktewater, diameter van moerasvegetaties, randlengte van oevervegetaties, beschutting van oevervegetaties en de aanwezigheid van een lage vegetatielaag. Het habitatmodel telt zeven terreinkenmerken, waarin nog drie aspecten voorkomen: het waterpeil in moerasvegetaties, de leeftijd van moerasvegetaties en de vegetatiehoogte. Deze aspecten komen wel voor in (complexe) terreinkenmerken, die volgens de regressie-analyse een significante correlatie tonen met de roerdomppresentie. Omdat zij echter onderling correleren, zijn zij bij voorhand niet in het definitieve regressie-model meegenomen. Dat betekent niet dat deze kenmerken per definitie niet relevant zijn voor roerdampen. Deze uitspraak is pas mogelijk indien de aspecten afzonderlijk getoetst kunnen worden, en daarvoor is een gerichte selectie van steekproefgebieden noodzakelijk, die groter en gevarieerder is dan de beschikbare steekproef. De vraag is of dit in de praktijk realiseerbaar is, omdat de genoemde aspecten vaak samen voorkomen (statistische 'verstrengeling' van factoren). De laatste selectie van modelkenmerken uit de set met kenmerken, die een significante relatie met het voorkomen van roerdampen tonen, is daarom mede op pragmatische iteraties, 'expert judgement' en de mogelijkheid tot een betekenisvolle ecologische verklaring gebaseerd.

3.6.3 Drempelwaarden

Niet alleen de selectie van kritische kenmerken is van belang, maar ook de drempelwaarden: welke waarden moeten de relevante kenmerken minimaal bezitten binnen het

activiteitengebied van een roerdomp om een terrein geschikt te maken? Uit veldwaarnemingen blijkt dat in sommige gevallen het activiteitengebied aanzienlijk groter is dan de omvang van de 400x400 vakken, die in de analyse zijn gebruikt. Dit is, naast mogelijke onnauwkeurigheden in het lokaliseren van roepende roerdompen, naast veranderingen in de vegetatie in de loop van 5 jaar (1996-2000) en naast overschrijdingen van roerdompterritoria over vakgrenzen, de reden dat als drempelklasse de 10 % waarde in de cumulatieve verdeling van terreinkenmerken over de bezette vakken is gekozen. Deze keuze is arbitrair. De consistentie van de drempelklassen, uitgaande van een frequentieverdeling van bezette vakken dan wel territoria en de resultaten van iteratieve modelberekeningen met verschillende drempelwaarden, wijzen erop dat de beschreven drempelwaarden optimaal zijn voor het modelresultaat.

3.6.4 Verklaarde variatie

Het habitatmodel levert als resultaat dat in een groot percentage van de vakken (86%) correct wordt verklaard of een vak al dan niet bezet was door een roerdomp. De regressie-analyse schetst een ander beeld: de set van terreinkenmerken verklaart 44% van de variantie. Deze cijfers zijn niet rechtstreeks vergelijkbaar. Een wezenlijk punt is dat het resultaat van het habitatmodel een praktijktoets is van het model. De variatie in kenmerken binnen het gebied, waarop het model wordt toegepast, speelt een belangrijke rol in het eindresultaat. Wanneer bijvoorbeeld 90% van de vakken bedekt is door bos, dan is het vanzelfsprekend dat het model een hoge verklarende waarde heeft in het terrein als geheel. Dit probleem is voor een deel ondervangen door de resultaten per regio te bekijken.

Het model is gericht op het verklaren van de presentie van roerdompen. Het is mogelijk dat het modelresultaat beter is wanneer het aantal roerdompen per vak wordt gebruikt. Aangezien dit aantal doorgaans maximaal 1 is, zou het gemiddelde aantal over een periode van bijvoorbeeld 5 jaar genomen kunnen worden. In dit geval speelt de plaatstrouw een rol. Het achterliggende idee, dat een vak dat frequenter bezet is, een optimaler habitat vormt, wordt dan meegewogen.

De regressie-analyse levert een ander punt van aandacht: de factor 'regio' levert een significante bijdrage. Blijkbaar zijn er relevante regiokenmerken die niet in de set van onderzochte terreinkenmerken voorkomen. Mogelijk is het voedselaanbod een kenmerk dat onderscheidende informatie toevoegt. Kwantitatieve gegevens over het voedselaanbod zijn echter niet beschikbaar en het zal niet alleen arbeidsintensief, maar ook inhoudelijk moeilijk zijn om het voor roerdompen relevante aanbod aan vis, amfibieën, kleine zoogdieren en wellicht andere prooien te kwantificeren.

3.6.5 Betrouwbaarheid

Een belangrijke vraag betreft de betrouwbaarheid en daarmee de mate van toepasbaarheid van het habitatmodel. Een berekening van modelresultaten per regio geeft aan dat de toepasbaarheid in de verschillende fysisch geografische regio's goed is. Een werkelijke validatie van het model volgt wanneer de set wordt toegepast in een

tot dusver niet onderzocht gebied. Dit betekent dat een inventarisatie van de relevante kenmerken in een terrein wordt uitgevoerd, het aantal bezette roerdompvakkens wordt berekend op grond van het model en vervolgens wordt bepaald op grond van inventarisatiegegevens in welke mate juist voorspeld is of de vakken al dan niet bezet waren. Een belangrijke beperkende voorwaarde hierbij is dat het model zich richt op het bepalen van de draagkracht of de potentie van een gebied voor roerdampen. Het gebied kan onbezet blijven door andere, met name populatiedynamische factoren, zoals het verdwijnen na een strenge winter en uitwisseling met andere broedgebieden. De geïsoleerde ligging van een moerasgebied kan hier van belang zijn, maar dat is niet onderzocht. Een onderzoek in dit opzicht is wel mogelijk in de vorm van een omgevingsanalyse. Voor zo'n onderzoek is een inventarisatie van relevante terreinkenmerken op grotere schaal noodzakelijk.

3.6.6 Referenties

De vraag is hoe de resultaten van dit onderzoek zich verhouden tot gegevens die bekend zijn uit andere onderzoeken. Kwantitatieve gegevens over terreineisen van de roerdomp zijn nauwelijks of niet voorhanden. De meeste referenties betreffen kwalitatieve karakterisering. Hier wordt een kort overzicht gegeven aan de hand van verschillende terreinkenmerken en aspecten van vegetatiestructuren, gebaseerd op literatuuronderzoek.

Omvang moerasgebied

De leefruimte die een roerdomp nodig heeft in de broedtijd wordt in Noord- en Midden Duitsland geraamd op 2-20 ha (Flade 1994). De dichtheid kan in centraal Europa oplopen tot lokaal 1 mannetje per 8-10 ha rietmoeras; in Groot-Brittannië is de hoogste dichtheid 0.7 man per 10 ha riet en het kleinst bezette rietveld is 2 ha groot (Koskimies & Tyler 1997). Cramp (1985) vermeldt een maximale dichtheid van 5 mannetje per 10 hectare (oppervlak gebied onbekend). De in dit onderzoek gevonden maximale dichtheid van 0.8 man per 10 ha geeft aan dat in Nederland lokaal optimale condities voor roerdampen voorkomen. Van belang bij het geven van dichtheidscijfers is dat rekening gehouden wordt met het activiteitengebied van roerdampen; het voedselgebied kan buiten het eigenlijke moeras liggen.

Overjarig riet

Het belang van overjarig riet voor roerdampen wordt algemeen genoemd. Dit geldt voor het Vechtplassengebied (Taapken 1987), het grote rivieren gebied (Reijnen 1979), westelijk Nederland ("jong riet biedt te weinig dekking in het voorjaar voor een nestplaats", Van der Kooij 1989), Noord-Holland ("pasgemaaide rietlanden bieden onvoldoende dekking", Ruitenbeek 1990), de Gelderse Poort (Vogelwerkgroep Arnhem e.o. 1996) en Nederland in het algemeen (Braaksma & Mörzer Bruijns 1954, Braaksma 1979, Hustings 1987). Deze opvatting komt ook tot uiting in buitenlandse literatuur voor Noord en Midden Duitsland (Flade 1994) en Europa ("nestelt in overjarig riet", Cramp 1985). Bauer & Glutz von Blotzheim (1966) voegen daar aan toe dat jarenlang niet gemaaide en daardoor vrijwel ondoordringbare

(riet)bestanden worden gemeden. Voisin (1991) stelt dat roerdompen waar mogelijk jonge rietstengels prefereren boven oude rietstengels, waarschijnlijk omdat ze minder snel breken en minder geluid maken bij het klimmen in de stengels.

Vegetatietype en -hoogte

In verschillende publicaties wordt het belang van opgaande moerasvegetaties genoemd. Van der Kooij (1989) stelt dat vegetaties hoog genoeg moeten zijn om voldoende dekking te bieden. In Europa is de roerdomp beperkt tot opgaande moerasvegetaties, gewoonlijk riet, maar ook lisdodde en mattenbies/ruwe bies (Koskimies & Tyler 1997). Ook Cramp (1985) noemt een voorkeur voor opgaande vegetatie. Bauer & Glutz von Blotzheim (1966) noemen naast riet en lisdodde als moerasvegetatie ook biezen. In het licht van deze vermeldingen lijkt het uitzonderlijk dat roerdompen in lage moerasvegetaties nestelen. De waarnemingen van roerdompen in pitrusvelden in de Peel hebben waarschijnlijk betrekking op (voedsel)territoria, terwijl in rietvegetaties wordt gebroed (med. Van Seggelen).

Kniklaag

Bauer & Glutz von Blotzheim (1966) vermelden dat het nest zich in rietmoeras bevindt op afgebroken stengels of bulten, in vegetaties van riet, zeggen, lisdodde, galigaan, biezen of russen. Cramp (1985) beschrijft de nestplaats als een mat van wortels en stengels op het niveau van de waterspiegel.

Waterpeil

Water op het maaiveld in moerasvegetaties komt frequent voor in de beschrijvingen van het leefgebied van roerdompen. Taapken (1987) noemt "drassige rietlanden" in het Vechtplassengebied. Van der Kooij (1989) vermeldt voor in Zuid-Holland en zuidelijk Noord-Holland "drassige rietvegetaties" en Ruitenbeek (1990) noemt "natte moerassen" in Noord-Holland. In de Oostvaardersplassen hebben roerdompen waarschijnlijk geprofiteerd van waterpeilverhogingen. De roerdomp is hier alleen vastgesteld bij waterdieptes van meer dan ongeveer 10 cm. Bij waterdieptes van 40-50 cm is er geen aanwijzing dat de dichtheid afneemt (Beemster 1997; dit betreft een gemiddelde waterstand in de tweede helft van april in relatief grootschalige vegetatiezones). In Engeland bleek de aanwezigheid van natte rietlanden een voorwaarde voor het voorkomen van roerdompen in moerasgebieden (Bibby & Lunn 1982). Deze voorkeur voor vegetatie in ondiep water en het midden van drogere gebieden, houdt waarschijnlijk verband met grondpredatoren (Koskimies & Tyler 1997).

Het nest wordt boven drassige bodem of boven het water gebouwd, vermeldt Woets (1990) voor de Weerribben en Braaksma (1979) voor Nederland. Cramp (1985) bevestigt dit beeld: het nest bevindt zich in de regel in moerasvegetatie, die in ondiep water staat, zelden tot meer dan kniediep. Gauckler & Kraus vermelden dat de standplaats van nesten meestal in water lag van 15-20 cm diep, minder vaak tot 60 cm diep en slechts zeer zelden ondieper dan <10 cm (Gauckler & Graus 1965).

Schaal moerasvegetaties

Aan de ene kant wordt benadrukt dat roerdompen in min of meer grootschalige moerassen voorkomen (bijvoorbeeld "uitgestrekte rietlanden" in het Vechtplassengebied (Taapken 1987). Aan de andere kant zijn er meldingen dat roerdompen in kleinschalige moerassen tot broeden kunnen komen. Reijen (1979) meldt voor het grote rivieren gebied dat in een aantal gevallen in heel kleine moerasgebieden roerdompen voorkomen, waarbij de broedvogels in de omgeving voedsel zoeken. Ruitenbeek (1990) schrijft voor Noord-Holland dat betrekkelijk kleine oppervlakten geschikt rietland genoeg kunnen zijn (soms minder dan 0,25 ha). Dit betreft kleine rietpercelen in het waterrijke veenweidegebied. Een oude verwaarloosde rietkraag die als broedplaats werd uitgekozen in de Reef en in het Wormer- en Jisperveld was niet langer dan 20 m en niet breder dan 3 m (Zomerdijk et al 1971). In Engeland is een minimum oppervlak van 20 ha rietvegetatie vastgesteld (Bibby & Lunn 1982).

Verstoringsgevoeligheid

Hoewel de roerdomp over het algemeen als een schuwe vogel wordt beschreven, lijkt toch sprake te zijn voor tolerantie voor nabijheid van menselijke activiteiten. Taapken (1987) is voor het Vechtplassengebied van opvatting dat roerdompen een zekere mate van rust nodig hebben, en Braaksma (1979) meldt dat sterk toegenomen waterrecreatie een negatief effect heeft gehad op de broedvogelstand in het Wormer- en Jisperveld en in enkele kreken in Zeeuws-Vlaanderen. Daar tegenover staat dat broedplaatsen soms vlakbij menselijke bewoning kunnen liggen (bijvoorbeeld middenin het dorp Beets, Noord-Holland, Ruitenbeek 1990). Ook Braaksma (1979) meldt dat roerdompen soms dicht bij bebouwing tot broeden komen. Bauer & Glutz von Blotzheim (1966) voegen er aan toe dat broeden in de buurt van menselijke bewoning voorkomt indien het een deel van een groter watercomplex is. Het blijkt dat roerdompen dicht langs wegen en bebouwing tot broeden kunnen komen. Waarschijnlijk betreft dit dan ontoegankelijke rietvegetaties (als gevolg van een hoog waterpeil). Beschutting van de foerageerzones is waarschijnlijk wel essentieel.

Tolerantie voor houtopslag

Taapken (1987) meldt dat moerasbossen worden gemeden. Gentz (1965) schrijft dat wateren die door bos zijn ingesloten niet worden bezet, ook als grotere rietbestanden aanwezig zijn. Cramp (1985) stelt dat gewoonlijk opslag van struiken of bomen worden gemeden, tenzij spaarzaam aanwezig (Cramp 1985).

Rietoevers

De combinatie van moerasvegetaties en open water wordt frequent genoemd. Ruitenbeek (1990) schrijft voor Noord-Holland dat voornamelijk langs de randen van riet in het open water wordt gevist. Hustings vermeldt dat in Nederland voedsel wordt gezocht bij rustige plassen en sloten met voldoende randbegroeiing. Flade (1994) geeft als randvoorwaarde voor het voorkomen van roerdompen in Noord- en Midden Duitsland onder andere aan dat in moerasgebieden grenzend aan riet- en lisdoddebestanden op zijn minst kleinere open watervlakken voor moeten komen. Cramp (1985) benadrukt beschutting: "heeft een voorkeur voor vegetaties dichtbij

beschut open water". In een niet gepubliceerd rapport concludeert Byle dat de lengte van sloten in rietlanden en de lengte van rietranden langs open water een significant positief effect hebben op het voorkomen van roerdompen in Engeland.

Begrazing

De kolonisatie van Zuid-Zweden, Finland en de herkolonisatie van Groot-Brittannië wordt niet alleen toegeschreven aan de eutrofiëring van het oppervlaktewater en de daarmee gepaard gaande uitbreiding van rietvegetaties, maar ook aan het terugdringen van begrazing van rietvelden door vee (Koskimies & Tyler 1997).

Samenvattend blijkt dat de relevante terreinkenmerken volgens het beschreven habitatmodel ook in literatuuropgaven zijn terug te vinden, zij het dat in vrijwel alle gevallen geen nadere kwantificering wordt aangegeven. Een uitzondering lijkt het kenmerk 'rietranden langs grasland' te zijn; expliciete vermeldingen van het foerageren in grasland gedurende de broedtijd zijn niet in literatuurbronnen gevonden.

4 Terreinkeus en overleving in de winter

4.1 Inleiding

De roerdomp staat bekend als een vorstgevoelige soort. Tijdens strenge winters kan grote sterfte optreden, zodat grote fluctuaties in de broedvogelstand optreden (Couperus in Den Boer 1992). De wintersituatie en de mogelijkheden voor het verbeteren voor winteroverleving zijn uiteengezet door Den Boer (1992).

Roerdampen in Nederland zijn voor een belangrijk deel standvogel. Van alle in Nederland geringde roerdampen is tijdens de wintermaanden december, januari en februari 70% teruggemeld uit Nederland en 30% uit het buitenland (gegevens Ringcentrale, in Den Boer 1992). Vondsten van verzwakte of dode roerdampen in rietterreinen tijdens strenge winters, zoals in het Harderbroek (Den Boer 1992) en Zaanse gebieden (winter 1978/79, gegevens R. van der Hut) geven aan dat ook in grotere rietterreinen het voedselaanbod onvoldoende kan zijn. Voor de overleving van lokale en regionale broedvogelpopulaties is dan ook de voedselsituatie ter plaatse essentieel. Vanuit het oogpunt van beheer is het belangrijk om te weten of specifieke inrichtings- en beheermaatregelen mogelijk zijn, die de overleving van roerdampen kunnen bevorderen. In deze rapportage is een poging gedaan om meer inzicht te krijgen in de terreinkeus van roerdampen in de winter en alternatieve voedselgebieden, die van belang zijn voor de winteroverleving.

4.2 Terreinkeus in de winter

De gehouden interviews en het literatuuronderzoek leveren het volgende beeld op.

Terugmeldingen van in Nederland geringde vogels wijzen uit dat de merendeel van de roerdampen in Nederland overwintert. Er zijn enkele terugmeldingen uit Groot-Brittannië, Frankrijk en één uit Algerije (Speek & Speek 1984). Tijdens zachte winters worden roerdampen in de broedgebieden op dezelfde locaties waargenomen als in de broedperiode. Waarschijnlijk betreft dit de broedvogels. Het activiteitengebied lijkt 's winters wel groter dan 's zomers. Opvallend is dat in verschillende regio's vaker wordt gefoerageerd langs open watergebieden met spaarzame rietoevers, in extensief grasland, grasbermen en grazige dijken en zelfs in open grasland of op akkers (Zaanstreek, Weerribben, Wieden, Vechtplassengebied). Aangezien 27% van de in Nederland tijdens de maanden december, januari en februari terug gemelde roerdampen uit het buitenland afkomstig waren, is duidelijk dat 's winters het roerdampenbestand wordt aangevuld met vogels uit het buitenland. Dit betreft Polen, Zweden, Finland, Duitsland en Denemarken. Tijdens zachte winters worden roerdampen ook waargenomen in gebieden waar ze niet broeden. Dat geldt bijvoorbeeld voor het Vechtplassengebied.

Tijdens vorstperioden zoeken roerdompen wakken op. Open water komt tijdens vorstperioden voor in verschillende situaties.

- Gasontwikkeling in de veengebieden zorgt voor plaatselijk kleinschalig open water. Het is onduidelijk in hoeverre dit voor roerdompen van betekenis is.
- Kwel veroorzaakt grotere of kleinere plassen. Een voorbeeld van een kwelplas, waar roerdompen zijn waargenomen zijn de Maarsseveense Plassen. Meer algemeen komen kwel sloten onder dijken langs boezemwater voor.
- Stroming bij sluizen en gemalen houdt het oppervlaktewater open. In verschillende regio's worden op dergelijke locaties roerdompen waargenomen (Wieden, Weerribben).
- Wakken en wateren die actief open worden gehouden worden door roerdompen benut. Eendenkooien zijn daarvan een voorbeeld. Waarnemingen zijn gemeld uit onder andere de Wieden en Weerribben.
- Zandwinputten blijven ook bij strenge vorst open. Bij zandwinputten in de Zaanstreek concentreerden zich in de strenge winter van 1979 groepjes roerdompen.
- Brak water, in – tijdelijke – verbinding met zee biedt mogelijkheden. Op beschutte plaatsen langs het Noordzeekanaal zijn roerdompen waargenomen. In Zeeland zijn op vele locaties roerdompen waargenomen, waar ze niet broeden.

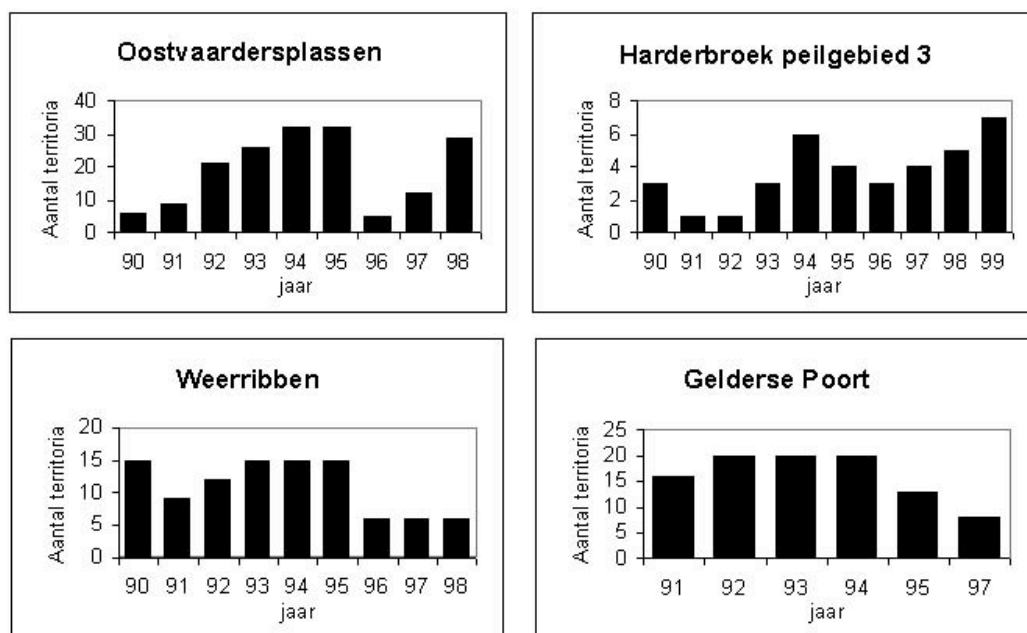
Tijdens strenge winters verschijnen roerdompen in gebieden waar ze niet of nauwelijks broeden en ook tijdens zachte winters schaars of afwezig zijn. Voorbeelden daarvan zijn oevers van zandwinputten in de Zaanstreek. In het Zwanenwater verbleven in de winter van 1988/89 een tiental roerdompen, die met behulp van bijvoeding de winter hebben overleefd. Het daaropvolgende broedseizoen werden geen roerdompen waargenomen. Blijkbaar waren deze vogels uit andere gebieden afkomstig. Eén vogel werd later teruggemeld in Letland.

Het bijvoeden van roerdompen komt plaatselijk en incidenteel voor, maar is over het algemeen geen structureel beleid van terreinbeheerders. Het gaat om particulieren, die al dan niet gericht voederen met eendagskuiken, slachtafval of vis. Roerdompen maken hier gebruik van, blijkens meldingen uit de Zaanstreek, de Wieden en het Vechtplassengebied. In welke mate bijvoeding een rol speelt in de winteroverleving is onduidelijk. In de eerste plaats is een significant effect niet waarschijnlijk, omdat bijvoeding niet structureel wordt uitgevoerd. In de tweede plaats is de herkomst van deze roerdompen onduidelijk. In het bijzonder tijdens strenge winters kan de influx van roerdompen uit Noord en Oost Europa groot zijn. Aan de andere kant zijn er waarnemingen van voedselvluichten van de voerplek naar locaties waar het zomerterritorium is gevestigd (Zaanstreek). Deze waarnemingen wijzen erop dat – ook – lokale broedvogels profiteren.

4.3 Populatieschommelingen en strenge winters

Het decennium 1990-2000 kende twee strenge winters: 1991/92 en 1995/96. De ontwikkeling van de regionale broedpopulaties laat opvallende verschillen zien in deze periode (zie tabel 11 en figuur 25). Hier wordt de afname na de strenge winter van

1995/96 en de daaropvolgende ontwikkeling nader bekeken. Op Texel, in het Harderbroek en in de Gelderse Poort werd de stand grofweg gehalveerd. In de Oostvaardersplassen bleef slechts 16 % over, maar in Zaanstreek/Waterland bleef de stand op peil. Op Texel vond een herstel en een – bescheiden - kolonisatie plaats. In het Harderbroek en de Oostvaardersplassen trad een herstel op binnen 2-3 jaar. In de Rijnstrangen en de Weerribben trad geen herstel op.



Figuur 25. Ontwikkeling van de broedvogelstand in enkele moerasgebieden in Nederland. Strenge winters waren 1990/91 en 1995/96.

In deze gegevens vallen twee aspecten op.

- De mate waarin de regionale broedpopulatie na een strenge winter afneemt verschilt. Dit wijst op verschillen in terreinkwaliteit, die effect kunnen hebben op de omvang van wintersterfte. De terugval kan ook veroorzaakt worden doordat juist tijdens strenge winters grootschalig riet gemaaid wordt, zodat het aanbod aan geschikt broedgebied is afgenomen.
- De mate waarin herstel optreedt na een strenge winter verschilt per regio. Dit kan erop wijzen dat er verschillen zijn in reproductiecijfers tussen regio's. Het is ook mogelijk dat kolonisationsnelheid of rietteelt een rol speelt.

Wat betreft het eerste aspect – aanwijzingen voor regionale verschillen in wintersterfte – is een nader onderzoek van de verschillende voedselbronnen zinvol. Verwacht mag worden dat in een regio met vele alternatieven de wintersterfte het geringst is. De regio Zaanstreek-Waterland lijkt de in dit opzicht het gunstigst: zowel beschutte oeverrietzones, met vis en amfibieën als bijbehorende voedselbron, als min of meer beschutte extensief beheerde graslanden, met muizen als voedselbron, komen op grote schaal voor in en rond de broedlocaties. Open water is plaatselijk aanwezig door gasvorming in de veenbodem, kwelstoten onderlangs dijken en in de

zandwinputten. Dit zou de reden kunnen zijn voor een stabiele broedvogelstand in de periode 1990-2000.

Tabel 11. Overzicht van de broedvogelstand van de Roerdomp in enkele belangrijke broedgebieden in Nederland (bronnen: Bijlsma & Altenburg 1999, Platteeuw, Cornelissen & Jans 1998, Platteeuw et al 1999). Niet ingevuld: geen gegevens.

gebied	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	2000
Weerribben		15	9	12	15	15	15	6	6	6		
Wieden							31	11	14	14		
Oostvaardersplassen		6	9	21	26	32	32	5	12	29		
Gelderse Poort		?	16	20	20	20	13		8			
Rijnstrangen	29	?	15	16	14	15		6	6	8	12	
Texel								1	1	4	5	4
Ilperveld								5	5	6(7)	7	6
Twiske		2	2	3	4	3	4	4	5	4	2	5
Harderbroek						6		6	7		11	6
Harderbroek peli gebied3		3	1	1	3	6	4	3	4	5	7	
Peel		2	1	0	0	1	0	0	0	2	1	

In de Oostvaardersplassen en andere kleimoerassen (Rijnstrangen, Harderbroek), de duinmoerassen en de hoge zandgronden, is grasland nauwelijks of niet aanwezig en open water tijdens vorstperioden evenmin. Juist in deze regio's is de populatiedaling na een strenge winter hoog.

Reproductiecijfers van roerdompen in Nederland zijn niet bekend. De snelheid van herstel in de Oostvaardersplassen en het Harderbroek suggereert dat het broedresultaat hier hoog kan zijn, indien het herstel is gebaseerd op lokale reproductie. Wat dit betreft is de bevinding in Groot-Brittannië dat een vrouwtje in een broedseizoen twee broedsels groot kan brengen, naast het voorkomen van polygamie, een aanwijzing dat de jongenproductie onder optimale omstandigheden relatief hoog kan zijn. De grondslag hiervoor kan gezocht worden in de foerageermogelijkheden en het voedselaanbod, maar daarvan zijn geen gegevens bekend. Daarnaast zijn landschappelijke veranderingen in het terrein gedurende deze periode van grote invloed. Spontane moerasontwikkeling in de hoogwaterzone bijvoorbeeld boden in toenemende mate broedhabitat en veranderingen in het waterpeilbeheer in de Oostvaardersplassen gaven forse verschuivingen te zien in de verspreiding van roerdompen. Naast gegevens over de reproductie zijn dan ook cijferreeksen over veranderingen in relevante terreinkenmerken, zoals maaibeheer en waterpeil nodig om de hier genoemde ideeën en aanwijzingen op geldigheid te kunnen onderzoeken.

Behalve de snelheid van herstel kan ook de volgorde waarin gebieden na een strenge winter weer gekoloniseerd worden een graadmeter voor de kwaliteit van het gebied

zijn. De achterliggende gedachte is dat de beste locaties het eerst bezet worden. In hoeverre dit verschijnsel optreedt is afhankelijk van de dispersie van roerdompen en daarmee de gevoeligheid van roerdompen voor een geïsoleerde ligging van een broedgebied ten opzichte van andere moerasgebieden. Het gaat hier om uitwisseling van vogels tussen regionale broedpopulaties, in samenhang met de omvang en mate van isolatie van broedgebieden. Ook deze factor verdient nadere aandacht. In een modelmatige studie naar het effect van inrichtings- en beheersscenario's binnen het kader van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) in Nederland op moerasvogels, noemen Foppen, Reijnen & De Jong (1999) voor de roerdomp een maximale dispersie afstand van 75 kilometer, gebaseerd op terugmeldingen van geringde vogels. Wat dit betreft valt op dat de broedgebieden op de hoge zandgronden vaak geïsoleerde gevallen betreffen, waar toch geregeld gebreed wordt. Aangezien de kennis over de dispersie van roerdompen beperkt is, blijft onduidelijk in welke mate de geïsoleerde ligging van deze gebieden voor roerdompen van betekenis is.

4.4 Discussie

Aan de hand van min of meer anekdotische gegevens is een beeld geschetst van de terreinkeus in de winter. Enkele ideeën zijn opgeworpen over de relatie tussen regionale verschillen in aantalontwikkeling en voedselalternatieven in de winter. Deze ideeën blijven steken op het niveau van aanwijzingen, die nadere aandacht en onderzoek verdienen. De volgende aandachtspunten kunnen genoemd worden:

- Reproductiecijfers per regio. Hiervoor zijn nestcontroles noodzakelijk.
- Overlevingscijfers per regio. Hiervoor is het ringen van vogels nodig.
- Omvang van het activiteitengebied. Deze kan bepaald worden door vogels uit te rusten met een zender.
- Terreinkeus in de winter. Een concrete inventarisatie houdt in dat waarnemers locatie, datum, terreintype vastleggen. Een alternatieve optie is het uitrusten van roerdompen met zendertjes, zodat het activiteitengebied en de terreinkeus nauwkeurig bepaald kan worden.
- Voedselaanbod. Het aanbod aan potentiële prooien in de vorm van vis, amfibieën en muizen lijkt bijzonder moeilijk te schatten, in het bijzonder het voor roerdompen relevante aanbod.
- Voedselkeus. Deze lijkt in het winterhalfjaar niet te onderzoeken, behalve dan aan de hand van de maaginhoud van dood gevonden exemplaren.

Het verzamelen van alle genoemde gegevens is zeer arbeidsintensief en zou een jarenlange studie vergen. Een haalbaarheidsstudie voor de Nederlandse situatie kan mogelijk uitgevoerd worden aan de hand van ecologisch onderzoek dat sinds enige jaren in Groot-Brittannië wordt uitgevoerd.

5 Trefkans en inventarisatiemethodiek

5.1 Inleiding

Roerdompen worden slechts zelden waargenomen. In de meeste gevallen beperkt een waarneming zich tot de bekende 'hoemp', vanuit de verte in een ontoegankelijk rietveld. De beperkte mogelijkheden om de vogel waar te nemen roept de vraag op of de broedvogelstand aan de hand van een reguliere inventarisatie goed geschat kan worden. Een onderzoek naar de trefkans van roerdompen in verschillende gebieden en het effect daarvan op de nauwkeurigheid van inventarisaties kan daarom informatief zijn.

5.2 Trefkans

In het noordelijk deel van de Twiskepolder zijn moerasvogels, waaronder de roerdomp in de jaren 1996-2000 op intensieve wijze geïnventariseerd. Het standaardprogramma bestond uit wekelijkse tellingen, waarbij een ronde voor en een ronde na zonsopgang werd uitgevoerd. De hoge intensiteit maakte het mogelijk om nauwkeurige resultaten te behalen en het materiaal biedt voldoende gegevens om de trefkans te bepalen.

De trefkans blijkt in de Twiskepolder zeer laag. Voor de berekening is per territorium de trefkans bepaald, waarbij uitsluitend waarnemingen uit de maanden april-juni zijn gebruikt. De mediane waarde is 7,1%. Het berekenen van het rekenkundig gemiddelde stuit op een probleem. Een trefkans voor gemiste territoria kan niet worden berekend. In deze gevallen hebben terreinbeheerders, die vrijwel dagelijks in het veld zijn, aanvullende waarnemingen gedaan, zodat een groter aantal territoria is opgespoord. Indien een trefkans van 0% voor deze gevallen wordt aangenomen is het rekenkundig gemiddelde 8,8 %. De trefkans van de meeste individuen ligt tussen de 0 en 20 % (zie figuur 26).

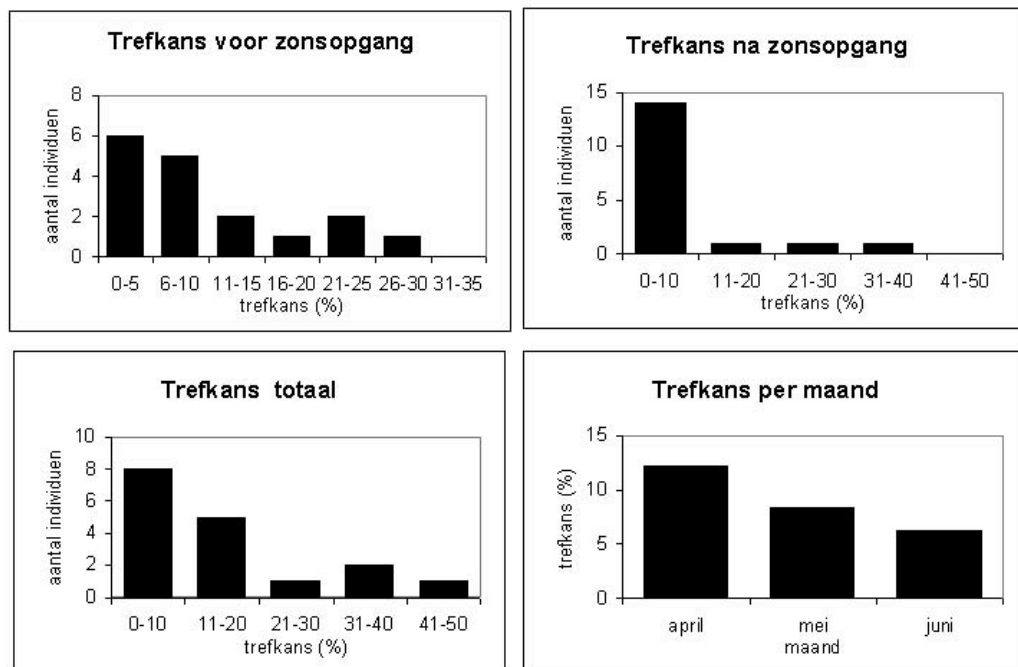
Tabel 12. *Vergelijking van trefkanscijfers in verschillende gebieden volgens een inventarisatieprogramma van 6 bezoeken in de periode april-juni. Gegevens R. van der Hut (Twiske Noord), F. Erhart (Rijnstrangen-Westerbergse Hoofd), SOVON (BMP-materiaal).*

Gebied	Twiske	Rijnstrangen	Wieden	BMP
Periode	1996- 2000	1992-2000	1997- 2000	1984- 1996
Aantal territoria	17	32	23	?
aantal territorium passeringen	287	201	138	545
Trefkans (%)	21.4	53.6	77.0	31,9

In een gepubliceerde uitwerking van oudere materiaal (Van der Hut 1995) komt een hogere trefkans naar voren, namelijk gemiddeld ongeveer 35%. Deze cijfers berusten

op een veel minder frequent bezoekschema, zodat waarschijnlijk het aantal territoria is onderschat, en bovendien zijn de bezoeken voor en na zonsopgang op een zelfde datum samengenomen. Deze twee factoren resulteren in een aanzienlijk hoger trefkanscijfer.

Tijdens de inventarisatiedagen zijn ronden voor en ronden na zonsopgang uitgevoerd. Dit betreft de periode van 2 uur voor tot 4 uur na zonsopgang. De trefkans voor zonsopgang blijkt duidelijk hoger dan na zonsopgang: respectievelijk gemiddeld 15.4 en 6.8 %. De frequentieverdelingen laten zien dat de individuele trefkansen na zonsopgang vrijwel alle in de klasse 0-10% vallen. In de meerderheid van territoria is na zonsopgang geen vogel waargenomen. De trefkans blijkt in dit



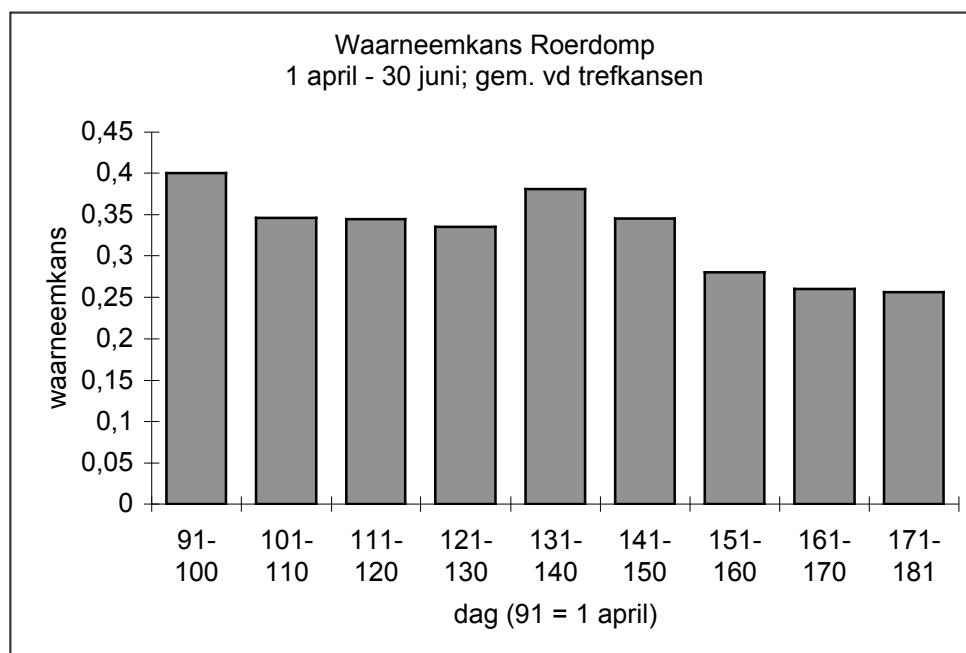
Figuur 26. Trefkans van roedrompen in de Twiskepolder. Weergegeven zijn frequentieverdelingen van individuele trefkansen voor bezoeken voor zonsopgang, na zonsopgang en de gehele periode en het gemiddelde verloop in de maanden april-juni voor de gehele ochtendperiode. Gegevens van R. van der Hut (1996-2000, 15 territoria, 287 territoriumpasseringen).

gebied het hoogst in april (gemiddeld 12%, zie figuur 26). In juni is de trefkans slechts de helft. Een bewerking van het BMP materiaal toont een significante, geleidelijke afname van de trefkans in deze periode van ongeveer 40% begin april tot 25% in de vroege zomer (zie figuur 27). In de Oostvaardersplassen is de trefkans van roepende mannetjes hoog in april en mei (rond 60% en neemt daarna in juni snel af; de trefkans is 's avonds iets hoger dan 's ochtends (Beemster 1997).

Een vergelijking met trefkanscijfers uit andere gebieden is pas zinvol wanneer uitgegaan wordt van vergelijkbare bezoekschema's. Daarom zijn de gegevens van het

Twiske bewerkt, uitgaande van 6 bezoeken in de maanden april-juni. In dit geval is het aantal vastgestelde territoria lager en daarom vallen de trefkanscijfers – ten onrechte – hoger uit. In dit geval varieert de jaarlijkse trefkans van 17 tot 27%, met een gemiddelde van 21%. De trefkanscijfers in de Rijnstrangen en de Wieden vallen veel hoger uit: 54% in de Rijnstrangen en 77% in de hoogwaterzone van de Wieden (zie tabel 12). Een bewerking van BMP-gegevens, uitgevoerd door SOVON, levert een intermediair resultaat: gemiddeld 32%.

Een vergelijking van trefkansen tussen jaren lijkt niet mogelijk. De steekproefomvang per gebied is te klein. Een bewerking van de gegevens, verzameld in de Twiskepolder, conform een BMP-programma voor bijzondere soorten geeft een geheel andere jaarreeks te zien dan de oorspronkelijke gegevens. Het toeval speelt blijkbaar een te grote rol in de gegevensset.



Figuur 27. Trefkans van roerdampen in Nederland, berekend aan de hand van BMP-gegevens. Weergegeven zijn gemiddelden per decade. Bron: SOVON; periode 1984-1996, 545 combinaties van gebied, jaar en ronde.

Het is mogelijk dat de trefkans van roerdampen samenhangt met de broedvogel-dichtheid. De gedachte hierachter is dat bij hogere dichtheden mannetjes elkaar stimuleren om te roepen, en dat geregeld in de loop van het seizoen roepactiviteit nodig is om het territorium te behouden. Voor een geïsoleerde vogel is dat niet nodig en zou de functie van de roepactiviteit beperkt kunnen blijven tot het aantrekken van een vrouwtje.

Dit idee kan onderzocht worden door de trefkans te relateren aan de gemiddelde afstand tussen territoria. In de drie gebieden Twiske, Wieden en Rijnstrangen is voor elk

territorium de afstand tot het dichtstbijzijnde territorium bepaald. In het Twiske bleek dit gemiddeld 1,2 kilometer, in de Rijnstrangen en Wieden beide 0,4 kilometer. Deze gegevens ondersteunen de gedachte dat in gebieden, waar roerdompen dicht bij elkaar voorkomen, de roepactiviteit hoger is.

5.3 Inventarisatienauwkeurigheid

In het noordelijk deel van de Twiskepolder werden in de jaren 1996-2000 tijdens reguliere inventarisatieronden in totaal 12 territoria vastgesteld in het gebied. Ondanks het hoge aantal telronden (in de maanden april-juni 13-24 per seizoen) bleek uit aanvullende waarnemingen van medewerkers van het recreatieschap dat niet alle territoria waren opgespoord.

Tabel 13. Vastgesteld aantal territoria van roerdompen in het Twiske (noordelijk deel) volgens verschillende inventarisatie-programma's: een intensief programma (wekelijkse bezoeken, een ronde voor en een ronde na zonsopgang per ochtend), idem inclusief aanvullende waarnemingen van derden, een BMP-programma voor bijzondere soorten (6 bezoeken in de maanden april-juni, afwisselend voor en na zonsopgang) en aangepaste BMP-programma's. Een variant met extra bezoeken (wekelijks april-half mei), en een variant met extra bezoeken en een vroege ronde tijdens elk bezoek. Gegevens R. van der Hut. Het resultaat volgens alle waarnemingen is op 100% gesteld. De resultaten van de BMP-programma's zijn gemiddelden voor verschillende bezoekschema's.

programma/jaar	96	97	98	99	2000	totaal	%
alle waarnemingen	2	3	3	3	4	15	100
intensief programma	2	2	3	2	3	12	80
BMP-programma	1.5	1.5	1.5	0.75	1.5	6.75	45
BMP + extra bezoeken	1.5	1.5	2.5	1.5	2.5	9.5	63
BMP en elk bezoek vroeg	1.5	1.5	2.5	1	2.5	9	67
BMP + extra bezoeken en elk bezoek vroeg	2	2	3	1.5	3	11.5	77

Inclusief deze waarnemingen ging het in totaal om 15 territoria, zodat de inventarisatie, wanneer alle gegevens worden samengenomen, 80% scoorde. Een BMP-programma, zoals ook in andere moerasgebieden als de Rijnstrangen, het Harderbroek en de Wieden wordt uitgevoerd, telt gewoonlijk 6 bezoeken in de maanden april-juni. Een bewerking van de waarnemingen uit het Twiske, waarbij het aantal territoria is vastgesteld op grond van 6 tweewekelijkse ronden per seizoen, leverde in totaal gemiddeld 6,75 territoria op. Dat is slechts 45% van het aantal vastgestelde aantal volgens alle waarnemingen. In deze bewerking zijn verschillende bezoekschema's uitgewerkt, gewoonlijk 4 per jaar, als gevolg van de keuzemogelijkheid in de weken (tellingen in even of oneven weeknummers) en in het tijdstip van de dag (voor of na zonsopgang), waarbij er voor gekozen is om het tijdstip alternerend te kiezen: de ene ronde voor zonsopgang, de daaropvolgende na zonsopgang enzovoorts. Uit de-

ze exercitie blijkt dat een BMP-programma in dit gebied een forse ondertelling opgeleverd zou hebben van minstens 50%.

Aangezien de roepactiviteit van roerdompen voor zonsopgang aanzienlijk hoger is dan na zonsopgang en omdat de activiteit in de periode april-juni min of meer sterk afneemt, kan het resultaat van het BMP-programma verbeterd worden door het bezoekschema aan te passen. Wekelijks tellen in de periode april-half mei, wat neer komt op 3 bezoeken extra, levert een relatief hoger resultaat (63% in plaats van 45%). Het aanpassen van de route, zodat de roerdomplocaties tijdens alle bezoeken voor zonsopgang worden bezocht, levert een verbetering op in dezelfde orde van grootte (67%). Beide aanpassingen gecombineerd levert een resultaat op van 77%, dat vrijwel even groot is als een intensief programma met wekelijkse bezoeken en dubbele ronden per bezoek (één voor en één na zonsopgang). De conclusie luidt dat in dit gebied het inventarisatieresultaat aanzienlijk verbeterd kan worden door in te spelen op de periode waarin de roepactiviteit van roerdompen optimaal is: voor zonsopgang en de periode april-half mei.

De vraag is in hoeverre het BMP bezoekschema ook in andere gebieden een aanzienlijke ondertelling van het aantal territoria van de roerdomp tot gevolg heeft. Deze vraag kan in feite niet beantwoord worden, omdat er, voor zover bekend, geen telreeksen uit andere gebieden als de Twiskepolder beschikbaar zijn met een hoge bezoekfrequentie. In reservaatgebieden komt het waarschijnlijk vaak voor dat medewerkers van de beherende organisatie, die dagelijks in het veld zijn, waarnemingen van roerdompen doorgeven. In het IJperveld leveren deze 'aanvullende waarnemingen' meer op dan de reguliere broedvogelinventarisatie (med. N. Dekker). Vooral in gebieden, waar roerdompen schaars zijn en verspreid voorkomen, lijkt het vrij eenvoudig om waarnemingen van afzonderlijke territoria te onthouden, zodat waarschijnlijk een compleet beeld ontstaat aan het einde van een broedseizoen. In gebieden met hogere dichtheden, die geteld worden volgens het BMP-programma voor bijzondere soorten en waar aanvullende waarnemingen geen of een ondergeschikte rol spelen, is een aanzienlijke ondertelling waarschijnlijk.

5.4 Discussie

De trefkans op roerdompen wordt vrijwel geheel bepaald door de roepactiviteit. Wat dit betreft is vermeldenswaard dat vrouwtjes soms op het roepende mannetje antwoorden met een zachte 'hoemp' (Zimmermann in Voisin 1991). In het Twiske is een waarneming gedaan, waarbij een vogel heel zacht antwoordde op een luid roepende vogel en hoorbaar was tot een afstand van slechts ongeveer 25 meter (R. van der Hut). De roerdomp staat bekend om zijn verdragende roep. In publicaties wordt veelal verondersteld dat roerdompen frequent roepen. Zo stellen Koskinkies & Tyler (1997) dat roerdompen intensief dagenlang roepen in de maanden maart-mei, maar met name 's nachts in de maand juni en dat de roep 5 kilometer ver draagt. Ervaringen in Zaanstreek-Waterland wijken daar sterk van af: roerdompen roepen zeer weinig, in juni minder dan in april en mei en ze zijn in sommige gevallen alleen van zeer na-

bij te horen. Er zijn echter grote verschillen gevonden in roepactiviteit en daarmee in de trefkans tussen de onderzochte gebieden. Het is de vraag wat de verklaring kan zijn voor deze verschillen.

In de eerste plaats is de inventarisatienauwkeurigheid van belang. Ondertelling van het aantal territoria levert onterecht hoge trefkanscijfers.

In de tweede plaats kan de inventarisatiemethodiek en de aard van het landschap van invloed zijn op de trefkanscijfers. Vooral de snelheid van de inventariseerder en de daarmee gepaard gaande duur dat een roerdomp binnen gehoorsafstand van de waarnemer blijft, lijkt belangrijk. In een kleiner en meer open gebied – zoals de hoogwaterzone van de Wieden – zal een roerdomp ook langer binnen gehoorsafstand blijven dan in een grootschaliger gebied, waar opgaande bosschages – zoals in de Twiskepolder – een hoempende vogel aan het gehoor van de waarnemer onttrekken. Toch zijn ook in het Twiske verschillende waarnemingen gedaan van hoempende vogels die tot op een afstand van 1.5 kilometer te horen waren. Aan de andere kant bleek in dit gebied dat sommige vogels uitsluitend heel zacht riepen en daardoor op een afstand van ongeveer 25-50 meter nog gehoord konden worden.

In de derde plaats is het goed mogelijk dat de verschillen, geheel of gedeeltelijk, reëel zijn. Een mogelijke verklaring zou de dichtheid aan roerdommen kunnen zijn. Juist in een gebied met een lage dichtheid (de Twiskepolder) bleek de roepactiviteit, en daarmee de trefkans, bijzonder laag. Onduidelijk blijft of de lage trefkanscijfers in dit gebied berusten op een reëel lagere roepactiviteit, dan wel veroorzaakt worden doordat roepende vogels zich kortere tijd binnen gehoorsafstand van de waarnemer bevinden.

De nauwkeurigheid van inventarisaties op roerdommen volgens een BMP-programma voor bijzondere soorten in Nederland blijkt laag te kunnen zijn als gevolg van een zeer lage trefkans. Het is echter de vraag in hoeverre de bevindingen in één gebied, de Twiskepolder, gelden voor andere gebieden. Het zou bijzonder informatief zijn om in een jaar in verschillende gebieden een intensief bezoekschema te volgen, dat bestaat uit wekelijkse bezoeken, voor en na zonsopgang. Het zou goed zijn om dat in verschillende regio's uit voeren, in gebieden met lage en relatief hoge dichtheden, zodat duidelijk wordt met welke nauwkeurigheidsmarges de historische gegevens bekeken moeten worden. Het enige bruikbare materiaal dat nu voorhanden is wijst erop dat rekening gehouden moet worden dat het aantal roerdompterritoria twee maal zo hoog zou kunnen liggen dan verondersteld wordt.

De roepactiviteit kan individueel sterk verschillen. Jarenlang onderzoek naar het hoemp-gedrag en de ecologie van roerdommen in Groot-Brittannië heeft in dit opzicht enkele vermeldenswaardige resultaten opgeleverd (G. Gilbert in brief). Het lijkt er op dat de roepactiviteit minder te maken heeft met het afbakenen en in stand houden van een territorium, dan met het aantrekken van één of meer vrouwtjes. Polygamie is vastgesteld. De mannetjes houden zich in het broedseizoen hoofdzakelijk in de omgeving van de roeppost(en) op, maar de vrouwtjes – die de jongen zelfstandig voeren - kunnen voedselvluchten ondernemen tot 2 kilometer of meer. De binding met mannetjes en daarmee het aantal vrouwtjes bij één mannetje is daardoor moeilijk

vast te stellen. Ook in Nederland is polygamie vastgesteld; nesten kunnen dicht bij elkaar liggen (Ilperveld, med. N. Dekker). Ook voedselvluchten over 1 kilometer en meer zijn waargenomen in veenweidegebieden in de Zaanstreek en Waterland en rond Nieuwkoop (waarnemingen, N. Dekker, R. van der Hut, H. van der Kooij). Het sociale gedrag van roerdompen is voor een groot deel nog onontgonnen terrein. Daardoor is het aantal vrouwtjes en het aantal broedgevallen in relatie tot het aantal mannetjes in een gebied en in relatie tot de roepactiviteit van mannetjes in Nederlandse moerasgebieden onbekend. Intensief en langdurig populatie-ecologisch onderzoek is nodig om in dit opzicht helderheid te bieden.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Inventarisatiemethodiek

Uit een intensief inventarisatieprogramma blijkt dat roerdompen, die geïnventariseerd worden volgens een standaard programma (BMP programma voor bijzondere soorten) sterk onderteld kunnen worden. De helft van het aantal roerdompterritoria kan worden gemist.

Op grond van deze bevindingen kan de volgende aanbeveling gedaan worden om het inventarisatieresultaat te verhogen:

- Voer conform het BMP voor bijzonder soorten in april-juni eens per twee weken een telling uit;
- Voer drie extra tellingen uit in de periode begin april-half mei, gericht op de roerdomp en eventueel andere zeldzame soorten;
- Kies de route zodanig dat tijdens alle bezoeken de belangrijkste moerasterreinen, waar roerdompen (kunnen) huizen, voor zonsopgang worden bezocht. Deze periode betreft dan twee uur voor zonsopgang tot zonsopgang.

Deze gegevens zijn gebaseerd op ervaringen in één gebied. Hoewel soortgelijke ervaringen in andere gebieden zijn opgedaan, is niet duidelijk hoe algemeen geldend de lage roepactiviteit van roerdompen is. Daarom verdient het aanbeveling om in enkele gebieden een intensief inventarisatieprogramma uit te voeren. Dan kan de trefkans nauwkeurig bepaald worden en zijn betrouwbare adviezen voor het inventariseren van roerdompen mogelijk.

6.2 Inrichting en beheer

6.2.1 Eisenpakket

Het habitatmodel biedt een eisenpakket, waaraan een moerasgebied moet voldoen om leefruimte te bieden voor een roerdompterritorium. Deze eisen gelden binnen een zoekgebied met een diameter van 400 tot 1-2 kilometer. Dit zoekgebied is afhankelijk van de omvang van het activiteitengebied van een roerdomp. In deze lijst van voorwaarden geldt dat aan alle voorwaarden voldoen moet zijn. Deze lijst is gebaseerd op gemiddelde waarden binnen het zoekgebied. De minimumwaarden, die in het model zijn opgenomen gelden waarschijnlijk alleen in optimale gebieden. Rekening houden met gemiddelde waarden biedt een hogere kans op rendement van beheer- en inrichtingsmaatregelen.

- Het moerasgebied is minimaal 25 hectare groot.
- De diameter van aaneengesloten moerasvegetatie is minimaal 25-50 meter. Dit betekent dat in het gebied minimal één rietperceel aanwezig is met deze schaal.
- Het waterpeil in moerasvegetaties is zodanig dat minimaal 1-2 hectare permanent of periodiek in water staat.

- Het oppervlak van lage moerasvegetaties en oud plantenmateriaal als onderlaag in opgaande moerasvegetaties is minimaal 0,5-1 hectare.
- Het oppervlak overjarig opgaand moeras (riet, lisdodde) is minimaal 0,5-1 hectare.
- De lengte aan moerasranden, randen van lage en opgaande moerasvegetaties langs oppervlaktewater of grasland, is minimaal 1.6-3.2 kilometer.
- De lengte aan overjarige beschutte moerasoeveren en randen van opgaand riet langs extensief beheerd grasland is minimaal 0.8-1.6 kilometer.
- Oppervlaktewater neemt minimaal 1-2 ha in beslag.

Het geformuleerde eisenpakket heeft implicaties voor het beheer en de inrichting van moerasgebieden, dat – mede – gericht is op het realiseren van leefgebied voor roerdompen. Hier wordt nader ingegaan op waterpeilbeheer, begrazingsbeheer, maaibeheer en inrichtingsmaatregelen.

Natte rietlanden zijn een voorwaarde. Een natuurlijke dynamiek in het waterpeil met hoog winterpeil en laag zomerpeil biedt goede perspectieven. Dit kan betrekking hebben op variatie in het peil van het oppervlaktewater, maar ook op variatie in het waterpeil van lager gelegen, van het oppervlaktewater geïsoleerde terreindelen, waar neerslag en verdamping de hoofdrol spelen. Daarnaast zijn goede omstandigheden te realiseren in zogeheten hoogwaterzones: terreindelen waar het waterpeil afzonderlijk geregeld kan worden. Bij een constant peil is de situatie gunstig wanneer verschillen in bodemniveau als effect heeft dat natte en droge plekken elkaar afwisselen.

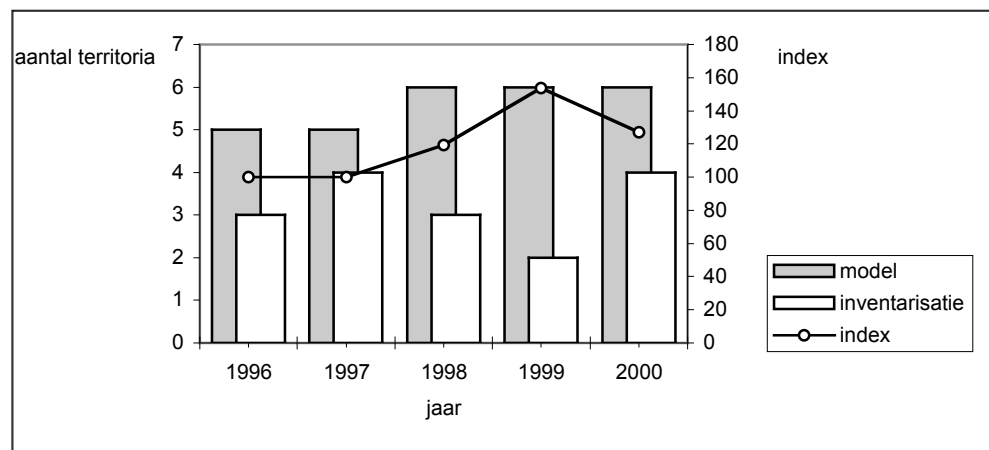
Begrazing door grote zoogdieren heeft voor een deel negatief effect op roerdompen. Begraasde rietpercelen hebben een open structuur, waardoor onvoldoende dekking is om een geschikte nestplaats te bieden. Aan de andere kant kan begrazing positief uitwerken voor de foerageermogelijkheden. In veenweidemoerassen bieden extensief begraasde, lage en open moerasvegetaties in natte laagten, een goed milieu voor amfibieën en daarmee een goed voedselgebied voor roerdompen in de broedtijd. Grootschalig en frequent maaien maakt het leefgebied voor roerdompen ongeschikt. De gegevens wijzen erop dat moerasvegetaties minimaal enkele jaren oud moeten zijn om nestgelegenheid voor roerdompen te kunnen bieden. Moerasvegetaties kunnen wellicht na 10-20 jaar nog steeds geschikt zijn, waarbij het waterpeilbeheer een sleutelrol lijkt te vervullen. Roerdompen verdragen wel dat delen van het terrein jaarlijks gemaaid worden, mits voldoende oude riet- of lisdoddevegetatie blijft staan.

6.2.2 Monitoring

Vanuit het oogpunt van beheer is het relevant om te weten of veranderingen in de broedvogelstand veroorzaakt worden door veranderingen in de terreinkwaliteit, of dat zij samenhangen met externe factoren. In het laatste geval zal de lokale ontwikkeling in overeenstemming zijn met de algemene trend in Nederland. Wijkt de lokale trend af, dan rijst de vraag of lokale omstandigheden een rol spelen. Monitoring van de terreinkwaliteit kan op deze vraag een antwoord geven. Deze aanpak kent de volgende stappen.

1. Inventariseer periodiek de roerdompstand en de voor roerdompen relevante terreinkenmerken en verwerk ze in vakken van 400x400 meter. Deze kenmerken zijn vermeld in hoofdstuk 3.3 en tabel 5 (zie ook bijlage 1). Dit kan jaarlijks gedaan worden, maar ook een minder frequente inventarisatie zou voor beheersdoeleinden kunnen voldoen.
2. Vergelijk de ontwikkeling van de lokale broedvogelstand met die in Nederland. Wijkt de lokale ontwikkeling af, dan kan een verandering in de terreinkwaliteit een rol spelen.
3. Vergelijk de ontwikkeling van de lokale broedvogelstand met de ontwikkeling in het aantal voor roerdompen geschikte vakken volgens het habitatmodel.

Een praktijkvoorbeeld is uitgewerkt voor de Twiskepolder. In de jaren 1996-2000 zijn in een groot deel van de Twiskepolder moerasvogels en terreinkenmerken geïventariseerd. Deze monitoring van zowel de vogelstand als de terreinkwaliteit biedt de mogelijkheid om te onderzoeken of de ontwikkeling van de stand van de roerdomp toegeschreven kan worden aan de terreinkwaliteit. In deze jaren varieerde het aantal vastgestelde territoria van 2 tot 4. Het habitatmodel wijst per jaar 5-6 geschikte vakken aan (zie figuur 28). Een duidelijke ontwikkeling is noch in de terreinkwaliteit, noch in de roerdompstand zichtbaar. De landelijke trend volgens inventarisaties in de gebieden die als onderdeel van het onderzoek naar de terreinkeus in Nederland zijn bezocht, geeft een duidelijke toename aan na de strenge winter van 1995/96. Dit wijst er op dat in dit gebied de maximale roerdompstand is bereikt en dat meer geschikt leefgebied nodig is om het aantal te laten toenemen.



Figuur 28. Broedvogelstand van de roerdomp in een deel van de Twiskepolder, in vergelijking met het aantal geschikte vakken volgens het habitatmodel en een index, gebaseerd op inventarisaties in terreinen die voor het onderzoek naar de terreinkeus in Nederland zijn bezocht.

6.2.3 Terreinevaluatie

Het habitatmodel kan gebruikt worden om de kwaliteit van een terrein voor roerdompen te evalueren. Het gaat dan om een 'draagkrachtmeting' van het terrein. Dit

betekent dat de relevante kenmerken in het gebied volgens de beschreven methodiek worden geïnventariseerd. Vervolgens kan vastgesteld worden in welk opzicht het terrein, of delen van het terrein (een vak) tekort schiet (welke kenmerken en in welke mate). Dit resulteert in een kaart van het gebied, waarop per vak is aangegeven welke kenmerken het betreft. De aanpak voor een dergelijke terreinevaluatie is als volgt.

1. Inventariseer de voor roerdompen relevante terreinkenmerken in het gebied en verwerk ze volgens een vakkenindeling van 400x400 meter.
2. Vergelijk de terreinkenmerken met de eisen uit het habitatmodel voor elk vak. Dit levert een lijst op met per vak de ontbrekende of onvoldoende aanwezig zijnde kenmerken, waarbij het 'tekort' gekwantificeerd wordt.
3. Geef het resultaat weer in een kaart. Hierbij kan als uitgangspunt genomen worden om de vakken te bekijken waarin het oppervlak moeras wel voldoet, maar de schaal, ruimtelijke verdeling en/of kwaliteit niet.

Deze aanpak levert een kaartbeeld op, waarin niet alleen de draagkracht van het gebied voor roerdompen, maar ook de potenties zijn aangegeven. Het resultaat kan gebruikt worden om te beoordelen waar het rendement van beheer- en inrichtingsmaatregelen het grootst is.

Met behulp van de verzamelde gegevens kan voor de bezochte gebieden een terreinevaluatie worden uitgevoerd. Een voorbeeld is uitgewerkt voor de Twiskepolder.

Volgens het model bieden 6 van de 29 vakken van 400x400 meter geschikt leefgebied voor een roerdomp-territorium. In 4 daarvan is een territorium vastgesteld. Eén vak ligt naast een bezet vak, waarbij een roerdomp in het ene vak broedde en in het andere foerageerde. Blijkbaar viel het activiteitengebied van de roerdomp in dit geval niet binnen de grenzen van één vak.

Volgens het model is in 10 andere vakken de omvang van moerasvegetaties voldoende, maar schiet de kwaliteit te kort. In 3 gevallen is de schaal van de moerasvegetaties te gering, in 9 gevallen is het oppervlak permanent of periodiek in water staand riet te beperkt, in 7 gevallen is de lengte aan geschikte rietranden langs oppervlaktewater dan wel grasland onvoldoende en in 1 geval is als gevolg van groot-schalig maaibeheer onvoldoende overjarig riet beschikbaar.

Dit resultaat biedt aanknopingspunten voor het maaibeheer, begrazingsbeheer, waterpeilbeheer en voor inrichtingsmaatregelen. Een keuze zou kunnen zijn om die vakken aan te pakken, waar uitsluitend beheersmaatregelen voldoende zijn om geschikt leefgebied te realiseren.

6.2.4 Inrichting

Het habitatmodel kan gebruikt worden om een pakket van eisen te formuleren voor een natuurontwikkelingsproject dat voor roerdompen effect moet sorteren. Ook kan het resultaat van een terreinevaluatie gebruikt worden om (her)inrichtingsmaatregelen te formuleren, die de omstandigheden voor roerdompen verbeteren. De aanpak voor herinrichting kan bestaan uit de volgende stappen.

1. Inventarisatie van de voor roerdompen relevante terreinkenmerken in het gebied of gebiedsdeel.
2. Vergelijking van deze inventarisatie met de eisen volgens het habitatmodel: kwantificeren van de terreinkenmerken, waarin het gebied te kort schiet.
3. Inrichtings- en beheermaatregelen uitwerken die de 'tekorten' opheffen, zodat een voor roerdompen geschikt leefgebied ontstaat.

Deze inrichtings- en beheermaatregelen kunnen betrekking hebben op waterpeilbeheer, maaibeheer en begrazingsbeheer, maar ook op meer rigoreuze ingrepen, zoals het afplaggen van de bovenlaag of het graven van sloten en poelen in rietland. De vertaling van habitateisen naar gewenste vegetatie-ontwikkeling vraagt kennis van locale processen in moerasontwikkeling.

Een praktijkvoorbeeld biedt de Twiskepolder, waar in 1997 maatregelen zijn uitgevoerd op grond van deze exercitie. Het grootste rietlandperceel in de Twiskepolder, "de Belt", heeft een oppervlak van ongeveer 25 ha. Uit jaarlijkse broedvogelinventarisaties blijkt dat in de loop van de jaren tachtig kritische moerasvogels achteruit zijn gegaan. De Roerdomp is verdwenen, piekaantallen van de Waterral zijn teruggelopen van 12 tot 5 territoria en de piekaantallen van Baardman van 10 naar 4. De vraag was of deze achteruitgang te wijten is aan veranderingen in waterpeil en vegetatie. Oude luchtfoto's wezen erop dat het oppervlak nat rietland is afgenomen ten gevolge van verlanding. In 1996 zijn metingen uitgevoerd. Deze metingen en de analyse via het habitatmodel gaven te zien dat er te weinig beschut waterriet aanwezig was voor de Roerdomp (zie tabel 14). Andere belangrijke kenmerken, namelijk de dimensie van het rietland en het oppervlak geïnundeerd rietland bleken wel voldoende.

Tabel 14. *Habitatkenmerken van de Roerdomp in een vak van 16 ha in de Belt in de Twiskepolder, voor en na beheersingrepen.*

Kenmerk	Vereist (lokaal model)	1996 (voor ingreep)	1998 (na ingreep)
lengte beschut oeverriet	7 (501-1000 m)	5 (121-250 m)	7 (501-1000 m)
opp. geïnundeerd riet	7 (551-1200 m ²)	10 (0.5-1 ha)	11 (1-2 ha)
dimensie rietland	4 (7-12 m)	9 (50-100 m)	9 (50-100 m)
opp. riet met kniklaag	7 (551-1200 m ²)	11 (1-2 ha)	11 (1-2 ha)

In januari 1997 zijn beheersmaatregelen uitgevoerd. Het waterpeil is verhoogd en ondiepe sloten met een totale lengte van ongeveer 250 meter zijn gegraven. De ontwikkeling van waterrietzones verliep snel en in het voorjaar van 1998 was 500 meter overjarig beschut oeverriet extra aanwezig. In deze waterrietzone, met aangrenzend geïnundeerd rietland, vestigde zich een Roerdomp. Ook de potentie voor Waterral en Baardman was vergroot. Een toename van het tweetal deed zich niet voor in 1998. Dat is begrijpelijk, omdat de broedvogelstand van Waterral en Baardman door twee relatief strenge winters (1996, 1997) in de regio is afgenomen. De stand van de Roerdomp bleef op hetzelfde peil. Overigens foerageerden Waterral

en Baardman wel in de waterrietzone en kwamen Grauwe Gans en verschillende paren Kleine Karekiet tot broeden.

6.3 Onderzoek

Het uitgevoerde onderzoek biedt perspectief voor een vervolg, namelijk het evalueren van de kwaliteit van moerasgebieden en het door middel van beheer- en inrichtingsmaatregelen verbeteren van de roerdompstand in Nederland.

Het is zinvol om een omgevingsanalyse uit te voeren. De verzamelde gegevens maken het mogelijk om de presentie van roerdompen in relatie tot terreinkenmerken in aangrenzende vakken te onderzoeken. Een analyse van omgevingsfactoren en de betekenis van isolatie van broedgebieden op geografisch grotere schaal vraagt om gegevens in ruimtelijk grotere eenheden, bijvoorbeeld kilometerhokken, bij voorkeur op nationaal niveau.

Het habitatmodel biedt een instrument om de kwaliteit van moerasgebieden voor roerdompen te evalueren en concreet aan te geven welke terreinkenmerken aangepakt moeten worden om de geschiktheid voor roerdompen te vergroten. Het onderzoek geeft aan dat kwaliteitsverandering van bestaande moerasgebieden de roerdompstand in Nederland substantieel kan verbeteren. Het verdient daarom aanbeveling om in een aantal gebieden een evaluatie uit te voeren.

De ecologie van roerdompen in Nederland is in veel opzichten nagenoeg onbekend. Vitale gegevens over het activiteitengebied, de reproductie, sterfte en voedselkeus ontbreken. Gericht onderzoek is mogelijk, waarbij het recente onderzoek in Groot-Brittannië als referentie kan dienen. Gedacht kan worden aan de volgende onderwerpen.

- Uitrusten van roerdompen met zenders, zodat het activiteitengebied en het gebruik van vegetatietypen gekwantificeerd kan worden.
- Nestcontroles uitvoeren – waar dat verantwoord is in verband met verstoringengevaar - waarbij de broedresultaat en de voedselkeus aan de hand van braakresten wordt onderzocht; het verband tussen broedresultaat en terreinkenmerken is relevant voor het beheer van moerasgebieden.
- Ringen van nestjongen levert gegevens op over verplaatsingen en over sterfte.
- Verkennen van het relevante voedselaanbod in de broedperiode en de wintermaanden. Dit is moeilijk te kwantificeren, maar het lijkt zinvol om de mogelijkheden te verkennen om het aanbod aan vis, amfibieën, (grote) waterinsecten en kleine zoogdieren te bepalen, eventueel semi-kwantitatief. Locale en regionale verschillen in relatie tot ontwikkeling van de broedpopulatie zijn relevant voor het beheer van moerasgebieden.

Dit type onderzoek is arbeidsintensief en vraagt een continuering over een reeks van jaren. Het biedt wel perspectief op concrete handvaten en argumenten voor beheersdoeleinden.

7 Literatuur

- Bauer, K.M. & U.N. Glutz von Blotzheim. 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band I. Wiesbaden.
- Beemster, N. 1997. Dynamisch waterpeil in de Oostvaardersplassen, effecten op broedvogels in relatie tot vegetatieontwikkeling. Flevovericht nr. 400. Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.
- Beemster, N., A.J. van Dijk, C. van Turnhout & W. Hagemeyer, 1999. Het voorkomen van moerasvogels in relatie tot moeraskarakteristieken in Nederland. Een verkenning aan de hand van het Baardmannetje. SOVON-onderzoeksrapport 1999/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
- Bekhuis, J., M. Holland, N. Kwint & R. Vogel. 1990. Karakteristieke broedvogels in de Gelderse Poort in 1989. Rapport.
- Bezzel, E. 1985. Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes. Nichtsingvögel. Wiesbaden.
- Bibby, C.J. & J. Lunn. 1982. Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* 23: 167-186.
- Bijlsma, R.G. & W. Altenburg, 1999. Broedvogels en beheer in de Weerribben: aantalsontwikkeling van een aantal karakteristieke moerasbroedvogels. A&W-rapport 215, Veenwouden.
- Boer, T. den. 1992. De Roerdomp: wintermaatregelen en bescherming. Vogelbescherming Nederland, Actie Rapport nr. 5, Zeist.
- Boer, T. den. 2000. Beschermingsplan moerasvogels 2000-2004. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Rapport Directie Natuurbeheer nr. 47, Wageningen.
- Braaksma, S. 1979. Roerdomp *Botaurus stellaris*. In: R.M. Teixeira. Atlas van de Nederlandse broedvogels, Deventer, p. 36-37.
- Braaksma, S. & M.F. Mörzer Bruijns. 1954. De stand van de Roerdomp, *Botaurus stellaris* L., als broedvogel in Nederland tot 1953. *Ardea* 42: 151-162.
- Cody, M. L. 1974. Competition and the structure of Bird Communities. Princeton University Press, Princeton.
- Cody, M.L. 1978. Habitat selection and interspecific territoriality among the Sylviid warblers of England and Sweden. *Ecological Monographs* 48: 351-396.
- Cramp, S. (red). 1985. The birds of the Western Palearctic, Volume IV. Oxford University Press, Oxford, New York.
- Dijk, A.J. 1982. Roerdomp *Botaurus stellaris*. In: A.J. van Dijk & B.J.L. van Os. Vogels van Drenthe, Assen, p.83-84.
- Dijk, A.J., F. Hustings & T. Verstrael. 1994. SOVON broedvogelverslag 1992. SOVON-monitoringrapport 1994/03.
- Flade, M. 1994. Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching.
- Foppen, R., R. Reijnen & M. de Jong. 1992. De planning en het beheer van rietmoerasen. Beleidsevaluatie met behulp van een modelstudie naar de levensvatbaarheid van moerasvogels. *Landschap* 16: 99-112.

- Gauckler, A. & M. Kraus. 1965. Zur Brutbiologie der Großen Dommel. Die Vogelwelt 86: 129-146.
- Genstat 5 Committee of the Statistics Department, 1997. Genstat 5 Release 4.1 Command Language Manual, IACR-Rothamsted, Harpenden, Hertfordshire AL5 2JQ. Numerical Algorithms Group. Lawes Agricultural Trust (Rothamsted Experimental Station).
- Goedhart, P.W. & J.T.N.M. Thissen, 1998. CBW Genstat Procedure Library Manual. Centrum voor Biometrie Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen.
- Hustings, F. 1987. Roerdomp. In: SOVON. Atlas van de Nederlandse Vogels, Almelo, p. 68-69.
- Hut, R.M.G. van, 1986. Habitat choice and temporal differentiation in reed passerines of a Dutch marsh. Ardea 74: 159-176.
- Hut, R.M.G. van der, 1995. Roerdompen in Noord-Holland: aantalsontwikkeling 1950-1995. De Graspieper 15: 83-91.
- Hut, R.M.G. van der, 2000. Moerasvogels en beheer: het effect van rietmaaien en waterpeilbeheer op de broedvogelstand. De Graspieper 20: 90-100.
- Kooij, H. van der, 1989. Roerdomp *Botaurus stellaris*. In: Vogelwerkgroep Avifauna West-Nederland. Randstad en broedvogels, Tilburg, p. 212-213.
- Koskimies, P. & G. Tyler. 1997. *Botaurus stellaris* Roerdomp. In: W. Hagemeyer & M.J. Blair (eds). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance, London, p. 40-41.
- Leisler, B. 1981. Die ökologische Sonderung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, Sylviinae). I. Habitattrennung. Die Vogelwarte 31: 45-74.
- McCullagh, P. & J.A. Nelder, 1989. Generalized Linear Models, 2nd edition. Chapman and Hall, London.
- Platteeuw, M., P. Cornelissen & L. Jans. Vegetatie, begrazing en vogels in een zoetwatermoeras. Monitoringsprogramma Oostvaardersplassen 1996/1997. RIZA werkdocument 98.096X, Lelystad.
- Platteeuw, M. et al, 1999. Vegetatie, begrazing en vogels in een zoetwatermoeras. Monitoringsprogramma Oostvaardersplassen 1997/1998. RIZA werkdocument 99.119X, Lelystad.
- Reijen, M.J.S.M., 1979. Roerdomp. In: L.M.J. van den Bergh et al. Vogels van de Grote Rivieren, Utrecht/Antwerpen, p. 96-97.
- Rotenberry, J.T. & J.A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. Ecology 61: 1228-1250.
- Ruitenbeek, W. 1990. Roerdomp. In: W. Ruitenbeek, C.J.G. Scharringa & P. Zomerdijk. Broedvogels van Noord-Holland, Assendelft, p. 230-231.
- Seggelen, C. van. 1999. Vogels van de Groote peel: en eeuw avifauna in een veranderend hoogveenlandschap. Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Maastricht.
- Speek, B.J. & G. Speek. 1984. Thieme's vogeltrekAtlas. Thieme & Cie, Zutphen.
- Taapken, J. 1987. Roerdomp *Botaurus stellaris* (Linnaeus). In: D.A. Jonkers et al: Vogels tussen Vecht en Eem, Hilversum, p.122-124.
- Verhoef, B. 1971. Roerdomp *Botaurus stellaris stellaris* (Linnaeus). In: Alleyn, W.F. et al. Avifauna van Midden-Nederland, Assen, p. 67-69.

- Vogelwerkgroep Arnhem e.o. 1996. Broedvogels van de Gelderse Poort 1989-1994. Rapport.
- Voisin, C. 1991. The herons of Europe. Poyser, London.
- Winden, J. van der, S. Dirksen & M.J.M. Poot. 1996. HSI-modellen voor 15 oeverbonden broedvogelsoorten. Bureau Waardenburg bv. DWW werkdocument.
- Winden, J. van der & R.M.G. van der Hut, 2000. Soortbeschrijvingen aandachtsoorten Beschermingsplan Moerasvogels. Bureau Waardenburg bv, rapport nr. 00-009, Culemborg.
- Woets, D. 1990. Roerdompen in de Noordwesthoek. Noordwesthoek 17: 13-18.
- Zomerdijk, P. et al. 1971. Broedvogels van Noord-Holland Noord. Zandijk.

Dankwoord

Dit onderzoek werd mogelijk gemaakt door medewerking van terreinbeherende instanties, die toegang verleenden tot hun terreinen: het Ministerie van Defensie, Natuurmonumenten, het Noord-Hollands Landschap en Staatsbosbeheer.

T. den Boer van Vogelbescherming Nederland wordt bedankt voor zijn bijdrage en voor de relevante discussies gedurende alle fasen van het project.

Verschillende instanties en personen stelden inventarisatiegegevens ter beschikking: Natuurmonumenten, het Noord-Hollands Landschap, Staatsbosbeheer, Vogelwerkgroep Arnhem e.o., O. Brandsma, F. Erhart en H. Raaymakers. SOVON leverde een overzicht van broedvogelgegevens en Ruud Foppen van SOVON bewerkte BMP-gegevens ten behoeve van het onderzoek naar trefkansen.

Een bijzonder woord van dank gaat uit naar de terreinbeheerders, die de weg wezen in de reservaatgebieden en/of hun ervaringen vertelden tijdens een interview: de heer A. Boonstra (Harderbroek), de heer N. Dekker (Ilperveld), de heer Luiten (Grote Peel en Deurnesche Peel), de heer P. Verbij (Wieden), de heer Woesthuis (Rijnstrangen) en de heer P. Zeegers (Grote Peel en Deurnesche Peel). De volgende personen worden bedankt voor het (helpen bij) het leveren van gegevens en het beantwoorden van vragen: de heer H. Fabritius, de heer F. Majoor en de heer M. Platteuw.

Binnen Bureau Waardenburg droegen verschillende personen bij aan het project. M. Poot leverde een substantiële bijdrage aan de statistische verwerking van de gegevens, in het bijzonder de uitvoering en bespreking van de regressie-analyse. J. van der Winden begeleidde het project met constructieve discussies, bood hulp bij het aanboren van gegevensbronnen, wees de weg in de Brabantse vennen en voorzag het concept van kritisch commentaar.

Bijlage 1. Overzicht van onderzochte terreinkenmerken

De kenmerken zijn gesorteerd naar het type kengetal (diameter, oppervlak, randlengte), waterpeil (droog, vochtig=periodiek geïnundeerd, nat=permanent in water, divers), begroeiingshoogte en leeftijd (jong=gemaaid voorgaande winter of zomer, overjarig=oud) van moerasvegetaties.

type	hoogte	waterpeil	Leef-tijd	korte omschrijving	uitgebreide omschrijving
diam	0,5-1	nat	div	diameter nat laag moeras	diameter lage moerasvegetatie in water
diam	0,5-2	div	div	diameter moeras	diameter moerasvegetatie
diam	1-2	div	div	diameter oeverriet	diameter hoge moerasoevervegetatie
diam	1-2	div	div	diameter riet	diameter hoge moerasvegetatie
diam	1-2	nat	div	diameter waterriet	diameter hoge moerasvegetatie in water
opp	> 2	div	div	oppervlak elzen/berkenbroek	oppervlak elzen en berkenbroekbos
opp	>2	div	nvt	oppervlak bos	oppervlak bos
opp	>2	div	nvt	oppervlak wilgbroek	oppervlak wilgenbroekbos
opp	0	nat	div	oppervlak waterplanten	oppervlak drijvende waterplanten
opp	0	nat	div	oppervlak krabbenscheer	oppervlak krabbenscheer
opp	0	nvt	div	oppervlak bebouwing	oppervlak bebouwing
opp	0	nvt	nvt	oppervlak oppervlaktewater	oppervlak oppervlaktewater
opp	0	nvt	nvt	oppervlak wegen	oppervlak verharding (wegen, parkeerplaatsen)
opp	0,05-0,1	droog	div	oppervlak gazon en graspaden	oppervlak gazon en graspaden
opp	0,1-0,25	doog/voch	div	oppervlak extensief vochtig weiland	oppervlak extensief beweid vochtig grasland
opp	0,1-0,25	droog	div	oppervlak intensieve weide	oppervlak intensief beweid, reliefarm grasland
opp	0,1-0,25	droog/voch	div	oppervlak extensief ruig weiland	oppervlak extensief beweid, droog en ruig grasland
opp	0,1-0,25	nat/voch	div	oppervlak kwelder	oppervlak kweldervegetatie
opp	0,1-0,5	div	oud	oppervlak kniklaag/strooisel	oppervlak oude bladeren en gebroken stengels van moerasplanten
opp	0,1-0,5	droog	div	oppervlak heide	oppervlak heidevegetatie
opp	0,1-0,5	droog	div	oppervlak open duin	oppervlak open duin vegetatie
opp	0,1-0,5	nat/voch	oud	oppervlak wilgriethorsten	oppervlak horsten van riet, russen, kruipwilg
opp	0,25-0,5	droog,voch	div	oppervlak weirus	oppervlak begraasde rusvegetatie
opp	0,25-0,5	droog/voch	div	oppervlak hooiland	oppervlak hooiland
opp	0,25-0,5	droog/voch	div	oppervlak duingrasland	oppervlak kruidenrijk duingrasland
opp	0,25-0,5	voch	div	oppervlak laagbies/rus	oppervlak periodiek geïnundeerde lage biezen of russen vegetatie
opp	0,25-1	nvt	nvt	oppervlak onbekend akkerbouwgewas	oppervlak onbekend akkerbouwgewas
opp	0,5-1	div	div	oppervlak gageel	oppervlak gageelstruweel
opp	0,5-1	div	div	oppervlak lage biezen	oppervlak lage biezenvegetatie
opp	0,5-1	div	div	oppervlak laag moeras	oppervlak lage moerasvegetatie
opp	0,5-1	droog	div	oppervlak lage ruigte	oppervlak lage ruigtevegetatie
opp	0,5-1	droog	div	oppervlak pijpestrootje	oppervlak pijpestrootjevegetatie
opp	0,5-1	nat	div	oppervlak lage mattenbies	oppervlak lage mattenbies en ruwe bies vegetatie
opp	0,5-1	nat/voch	div	oppervlak grote zeggen	oppervlak grote zeggen
opp	0,5-2	div	div	oppervlak weiriet	oppervlak begraasde rietvegetatie
opp	1-1,5	div	div	oppervlak open laagriet	oppervlak open lage rietvegetatie
opp	1-1,5	droog/voch	div	oppervlak besloten laag riet	oppervlak besloten lage rietvegetatie
opp	1-1,5	nat	div	oppervlak nat laag moeras	oppervlak lage moerasvegetatie in water
opp	1-2	div	jong	oppervlak gemaaid riet	oppervlak gemaaide hoge moerasvegetatie
opp	1-2	div	div	oppervlak gemaaid moeras	oppervlak gemaaide moerasvegetatie
opp	1-2	div	div	oppervlak moeras	oppervlak moerasvegetatie
opp	1-2	div	oud	oppervlak oud riet	oppervlak overjarig opgaande moerasvegetatie
opp	1-2	div	div	oppervlak ruig riet	oppervlak verruigde rietvegetatie
opp	1-2	div	div	oppervlak riet	oppervlak hoge moerasvegetatie
opp	1-2	droog	div	oppervlak droog riet	oppervlak droge hoge moerasvegetatie
opp	1-2	droog	div	oppervlak grasriet	oppervlak opgaand moeras met onderlaag van oud gras
opp	1-2	droog	div	oppervlak hoge ruigte	oppervlak hoge ruigtevegetatie
opp	1-2	droog	div	oppervlak hoge varens	oppervlak grote varens
opp	1-2	nat	div	oppervlak besloten waterriet	oppervlak besloten opgaand moeras in water
opp	1-2	nat	div	oppervlak lisdodde	oppervlak kleine en grote lisdodde

VERVOLG BIJLAGE 1

type	hoogte	waterpeil	Leef-tijd	korte omschrijving	uitgebreide omschrijving
opp	1-2	nat	div	oppervlak hoge mattenbies	oppervlak hoge mattenbies en ruwe bies vegetatie
opp	0,5-2	nat	div	oppervlak nat moeras	oppervlak moerasvegetatie, permanent of periodiek in water
opp	1-2	nat	oud	oppervlak oud besloten waterriet	oppervlak overjarig besloten opgaande moerasvegetatie in water
opp	1-2	nat	oud	oppervlak oud oeverriet	oppervlak overjarig opgaande moerasoevervegetatie
opp	1-2	nat	oud	oppervlak oud waterriet	oppervlak overjarig opgaande moerasvegetatie in water
opp	1-2	nat	div	oppervlak oeverriet	oppervlak hoge moerasoevervegetatie
opp	1-2	nat	div	oppervlak waterriet	oppervlak hoge moerasvegetatie, permanent in water
opp	1-2	nvt	nvt	oppervlak maisakker	oppervlak maisakker
opp	1-2	voch	oud	oppervlak oud inundatieriet	oppervlak overjarig geïnundeerde moerasvegetatie
opp	1-2	voch	div	oppervlak inundatieriet	oppervlak hoge periodiek geïnundeerde moerasvegetatie
opp	2-3	nat	div	oppervlak hoog riet	oppervlak rietvegetatie 2.5-3 m hoog
rand	0,1-0,5/1-2	div	div	randlengte riet - gras	randlengte hoge moerasvegetatie - grasland
rand	0,1-0,5/1-2	div	div	randlengte riet/ruigte - grasland	randlengte hoge moeras- of ruigtevegetatie - grasland
rand	0,1-0,5/1-2	div	oud	randlengte oud riet - gras	randlengte overjarige hoge moerasvegetatie - grasland
rand	0/>1	div	nvt	randlengte wilgoever	randlengte oevers met overhangende wilgen
rand	0/0,5-1	div	nvt	randlengte gageloever	randlengte oevers met gagelstruweel
rand	0/0,5-1	nat	div	randlengte lage moerasoever	randlengte lage moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	div	div	randlengte moeras	randlengte moerasvegetatie (langs water of grasland)
rand	0/1-2	div	oud	randlengte oud riet	randlengte overjarige hoge moerasvegetatie (langs water of grasland)
rand	0/1-2	nat	div	randlengte breed oeverriet	randlengte hoge moerasoevervegetatie langs breed water (11-25 m breed)
rand	0/1-2	nat	div	randlengte rietoever	randlengte hoge moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	div	randlengte open oeverriet	randlengte hoge moerasoevervegetatie langs open water (> 25 m breed)
rand	0/1-2	nat	div	randlengte oeverriet	randlengte hoge moerasvegetatie (langs water of grasland)
rand	0/1-2	nat	div	randlengte beschut oeverriet	randlengte beschut gelegen hoge moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	div	randlengte smal oeverriet	randlengte hoge moerasoevervegetatie langs smal water (1-10 m breed)
rand	0/1-2	nat	div	randlengte moerasoever	randlengte moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	div	randlengte niet beschutte moerasoever	randlengte niet beschutte moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	oud	randlengte oud oeve riet	randlengte overjarige hoge moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	oud	randlengte oud beschut oeverriet	randlengte overjarige beschut gelegen hoge moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	div	randlengte beschutte moerasoever	randlengte beschut gelegen moerasoevervegetatie
rand	0/1-2	nat	div	randlengte beschutte lage moerasoever	randlengte beschut gelegen lage moerasoevervegetatie
rand	0/0,5-3	nat	div	randlengte beschutte moerasoever en riet/grasrand	randlengte beschut gelegen lage en opgaande moerasoevervegetatie en randen van opgaand langs extensief beheerd grasrand
rand	1-2/>2-3	div	div	randlengte moeras - bos	randlengte moerasvegetatie - houtopslag