

32/1106 (469) 2<sup>e</sup> 52

**Verkenning van methoden voor een faunistische evaluatie  
van de Ecologische Hoofdstructuur en 'witte gebieden'**

**W.C. Knol  
R.P.B. Foppen  
M. de Jong  
P. Kuivenhoven  
R. Reijnen**

**BIBLIOTHEEK  
STARINGGEBOUW**

**Rapport 469**

**DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997**



**13 NOV. 1997**

6 n 948815 \*

## REFERAAT

Knol, W.C., R.P.B. Foppen, M. de Jong, P. Kuivenhoven & R. Reijnen, 1997. *Verkenning van methoden voor een faunistische evaluatie van de Ecologische Hoofdstructuur en 'witte gebieden'*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 469. 88 blz.; 53 fig.; 26 tab.; 27 ref.

De bruikbaarheid van drie faunistische evaluatiemethoden is onderzocht: analyse van verspreidingsgegevens (LKN), habitatgeschiktheid met het model LEDESS-SHAPE en duurzaamheid met de modellen METAPHOR en LARCH. De methoden zijn beproefd voor het deelgebied Midden- en West-Nederland voor de uitgangssituatie (1995) als voor de te realiseren EHS (2018). De methoden zijn op uiteenlopende wijze bruikbaar voor evaluatie van de EHS; ze vullen elkaar aan, maar kennen ook beperkingen. De verspreidingsanalyse met LKN is beperkt bruikbaar voor beleidsevaluaties vanwege de onvolledigheid van de data. Modellen zijn vooral toepasbaar bij evaluaties vooraf en verkenningen. De bruikbaarheid van modellen is sterk afhankelijk van aannames, actualiteit, detail en aard van invoerbestanden. Een betere afstemming tussen beleidsvragen, evaluatiemethoden en databestanden is zeer gewenst.

Trefwoorden: duurzaamheid, Ecologische Hoofdstructuur, fauna, habitatgeschiktheid, methode

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)  
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.  
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
2 Werkwijze	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Begrippen	15
2.3 Methode van onderzoek	18
2.4 De gebruikte databestanden	20
2.5 Selectie van soorten	24
2.6 De verspreidingsanalyse met LKN	24
2.7 De habitatanalyse met SHAPE	25
2.8 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR	29
2.8.1 Twee benaderingen	29
2.8.2 Het Decision Support System LARCH	29
2.8.3 Het ruimtelijk populatiemodel METAPHOR	30
3 Resultaten	33
3.1 De verspreidingsanalyse met LKN	33
3.1.1 Begrenzing van de landelijke EHS	33
3.1.2 Het SCN-deelgebied	35
3.2 De habitatanalyse met SHAPE	37
3.2.1 Oppervlakte habitat in de uitgangssituatie	37
3.2.2 Oppervlakte habitat in de gerealiseerde EHS	39
3.2.3 Versnippering van geschikt habitat	40
3.3 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR	51
3.3.1 Het Decision Support System LARCH	51
3.3.2 Het ruimtelijk populatiemodel METAPHOR	55
4 Discussie en aanbevelingen	67
4.1 De verspreidingsanalyse met LKN	67
4.2 De habitatanalyse met SHAPE	68
4.3 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR	69
4.4 Vergelijking van resultaten	70
5 Conclusies	73
5.1 Bruikbaarheid van de methoden en producten	73
5.1.1 De verspreidingsanalyse met LKN	73
5.1.2 De habitatanalyse met SHAPE	74
5.1.3 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR	75
5.2 Betekenis van de witte gebieden	76
Literatuur	79

*Aanhangsels*

1 Doelsoorten waarvan verspreidingsgegevens en modelsoorten beschikbaar zijn	81
2 Verspreiding van doelsoorten volgens LKN	85

## Woord vooraf

Nu de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) geleidelijk aan vaste vorm en invulling krijgt dringt de vraag zich op of de beleidsvoornemens uit het Natuurbeleidsplan ook daadwerkelijk worden gerealiseerd. Evaluatie van de EHS is voor de eerste keer uitgevoerd in het project Natuurverkenningen '97. Dergelijke evaluaties zullen in het kader van het Natuurplanbureau regelmatig worden herhaald. Vanuit deze achtergrond is er behoefte aan inzicht in de bruikbaarheid en mogelijke toepassingen van enkele faunistische evaluatiemethoden.

Om hier meer zicht op te krijgen heeft het Informatie en KennisCentrum-Natuur opdracht verleend aan DLO-Staring Centrum om in samenwerking met het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek enkele evaluatiemethoden te onderzoeken op hun bruikbaarheid en inzetbaarheid als instrument voor evaluatie van de EHS en witte gebieden.

Dit project is vanuit het IKC-Natuur begeleid door drs. Y. Hoogeveen. De leiding van dit project was in handen van W.C. Knol.

De onderdelen verspreidingsanalyse LKN en modellering geschikte habitats zijn uitgevoerd door P. Kuivenhoven en W.C. Knol onder verantwoordelijkheid van DLO-Staring Centrum.

Het onderdeel ruimtelijke populatiedynamiek is uitgevoerd door R.P.B. Foppen, M. de Jong en R. Reijnen onder verantwoordelijkheid van het DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.

## Samenvatting

In deze studie is de bruikbaarheid onderzocht van drie methoden voor faunistische evaluatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) en 'witte gebieden'. De bruikbaarheid is beoordeeld op grond van de aard van de uitspraken, mogelijke producten en benodigde invoerdata. De hier gepresenteerde resultaten kunnen niet als definitieve evaluatie van de EHS worden beschouwd. Ze zijn afhankelijk van deels gedateerde basisbestanden en illustreren vooral de mogelijkheden en knelpunten van verschillende evaluatiemethoden. De onderzochte methoden zijn: analyse van verspreidingsgegevens (Landschapsecologische Kartering Nederland), modellering van geschikte habitats en versnippering hiervan (LEDESS-SHAPE) en modellering van duurzaamheid van populaties (METAPHOR/LARCH).

Bij de analyse met verspreidingsgegevens (LKN) is de begrenzing van de landelijke (bruto) EHS doorgelicht voor doelsoorten uit het natuurbeleid. Deze analyse is eveneens toegepast voor de 'witte gebieden', de gebieden buiten de EHS en het stedelijk gebied. Gebruik van verspreidingsdata uit de huidige LKN-databestanden lijkt matig geschikt voor evaluatie van de EHS. Ze zijn te heterogeen en veelal gedateerd. Het levert wel de meest concrete aanwijzing op over de (historische) aanwezigheid van (doel)soorten binnen begrensde gebieden. Deze methode leunt sterk op de beschikbaarheid van relevante data die grotendeels door vrijwilligers worden verzameld. Aard en representativiteit van de waarnemingen zijn van grote invloed op de analyse. Verspreidingsgegevens lijken vooral bruikbaar voor begrenzing van gebieden (evaluatie vooraf) en veel minder voor evaluatie achteraf. Analyse van de EHS voor 30 doelsoorten uit de LKN database levert op dat ca. 40% van deze doelsoorten in het witte gebied een grotere verspreiding hebben dan binnen de EHS. Dat volgt zowel uit de analyse van de landelijke bruto EHS als die voor het SCN-studiegebied. Vooral vogels van cultuurland, vleermuizen en enkele amfibieën lijken een grotere verspreiding te hebben buiten de begrensde EHS.

Het habitatmodel LEDESS-SHAPE en de metapopulatiemodellen METAPHOR en LARCH zijn toegepast met data van het studiegebied Stedenring Centraal Nederland. Het model SHAPE is onderdeel van het landschapsecologisch model LEDESS. Met dit model zijn voor 11 diersoorten, met verschillende ruimtelijke en ecologische strategieën, effecten doorgerekend van realisatie van de EHS. Habitatbepaling vindt in dit model plaats op basis van begroeiing en abiotische condities. Hierdoor is koppeling met abiotische modellen mogelijk. Graadmeters voor evaluatie zijn: oppervlakte geschikt habitat, de mate van versnippering van gebieden met geschikt habitat en het ecologisch rendement. Modellering van habitats met SHAPE is een geschiktheidsbepaling die weergeeft waar ruimtelijke kansen en knelpunten optreden. SHAPE is een gebiedsgericht model en geen populatiedynamisch model. De uitkomsten en te modelleren soorten zijn vooral afhankelijk van de gedetailleerdheid van datainvoer en kennis over de (ruimtelijke) relatie ecotopen en habitatgeschiktheid. Een gevoeligheidsanalyse, met de groene specht als modelsoort, laat zien dat het gebruik van nauwkeuriger bosbestanden tot een iets grotere oppervlakte geschikt habitat leiden. Gedetailleerde bestanden leiden eveneens tot een geringere

versnippering van habitat dan gebruik van grovere databestanden. Daarentegen is er een groot effect van gebruikte fusieafstanden op de berekende (deel)populaties. Te grote fusieafstanden leiden tot sterke ontsnippering en te grote deelpopulaties. Te kleine afstanden leiden (ten onrechte) tot sterke versnippering. Fusieafstanden lijken daarmee de achilleshiel in de ruimtelijke analyses. In vergelijkende studies zal dit een minder groot probleem zijn dan bij absolute effectbepaling.

METAPHOR is een populatiedynamisch model en LARCH is een hierop gebaseerd kennismodel dat werkt met vuistregels. Met beide modellen wordt de duurzaamheid van netwerkpopulaties bepaald. De basis voor beide modellen is de oppervlakte en ruimtelijke verdeling van geschikt habitat. Deze wordt bepaald met vuistregels en is in beperkte mate gebaseerd op abiotische condities. Het bepalen van kernpopulaties is geïllustreerd voor twee soorten, respectievelijk de roerdomp (METAPHOR) en de groene specht (LARCH). Uit deze analyse komen indicaties naar voren dat beide soorten zowel in de uitgangssituatie als na realisatie van de EHS duurzame populaties vormen. Gebieden buiten de EHS lijken daarvoor niet bepalend. Een verkenning van de gevoeligheid van METAPHOR/LARCH voor oppervlakte-effecten bij moerassoorten laat zien dat de grove invoerbestanden (LKN) tot andere conclusies kunnen leiden zoals onderschatting van aantallen en kernpopulaties.

Deze methodische studie laat zien dat de drie methoden elkaar aanvullen in bruikbaarheid. Ze kunnen antwoord geven op vragen over actueel voorkomen van doelsoorten, geschikte habitats en leefgebieden en duurzaamheid van (kern)populaties binnen en buiten de EHS. De LKN-analyse geeft geen antwoord op de vraag of toename van doelsoorten ook een rechtstreeks gevolg is van gerealiseerd natuurbeleid. Evenmin geven de uitkomsten van modellen zekerheid over daadwerkelijke vestiging in geschikte habitats of duurzaamheid van populaties. Alleen de ruimtelijke randvoorwaarden daarvoor worden gesimuleerd. Voor de modellen SHAPE en METAPHOR/LARCH is het van belang te weten dat uitspraken niet nauwkeuriger kunnen zijn dan de onderliggende datasets. Voor ecologische kansrijkdom, optimalisatie van toe te delen natuur en het opsporen van ruimtelijke knelpunten van leefgebieden vormt SHAPE een geschikt model. Als onderdeel van het landschapsecologisch model (LEDESS) kunnen eveneens effecten van abiotische ingrepen en successie op habitats worden bepaald. Voor een gedetailleerde kwantificering van resultaten en voorspellen van bezettingsgraad van netwerkpopulaties zijn METAPHOR en LARCH geëigende instrumenten. Hiermee kunnen ruimtelijke kansen en knelpunten m.b.t. duurzaamheid worden bepaald.

Wat de verspreiding van soorten betreft wordt systematische aanvulling met doelsoorten aanbevolen (vissen, libellen en vlinders). Gebruik van verspreidingsgegevens voor beleidsevaluatie lijkt meer gebaat bij gebruik van een ecologisch meetnet dat nauwkeurig is afgestemd op beleidsvragen en minder op het willekeurig verzamelen van gegevens. De modellen SHAPE en METAPHOR/LARCH zijn gebaat bij eenduidige aannames, relevante databestanden en onderlinge koppeling voor evaluatie van natuurbeleid. Hierdoor is het mogelijk resultaten uit SHAPE te vertalen naar duurzaamheid voor netwerkpopulaties met METAPHOR/LARCH. Koppeling van beide modellen aan verspreidingsgegevens en ecologische meetnetten biedt perspectieven voor verbetering van modellen en extrapolatie van meetnetresultaten.

Desondanks zal evaluatie van het natuurbeleid niet voor alle (doel)soorten mogelijk blijken. Externe factoren (milieu, recreatie, beheer) en populatiedynamiek kunnen soms andere (tegengestelde) ontwikkelingen laten zien dan het gevoerde beleid beoogt.



## 1 Inleiding

Realisatie van de landelijke Ecologische Hoofdstructuur (EHS) is een van de belangrijkste voornemens van het nationale natuurbeleid (Min. LNV, 1989). De begrenzing van de EHS is vooral tot stand gekomen op basis van de natuurwaardenkaart (Bakker et al., 1989) en veronderstelde gevoeligheid voor versnippering van diersoorten (Min. LNV, 1989). De wijze waarop de EHS concreter wordt ingevuld en begrensd, is in belangrijke mate een taak van provinciale overheden. De gebiedsvisies zijn daar een uitwerking van.

Evaluatie van het nationale natuurbeleid heeft voor de eerste keer plaatsgevonden in het project Natuurverkenningen '97. De hier gerapporteerde studie is uitgevoerd tijdens de voorbereiding en uitvoering van dit project. Belangrijke onderdelen daarvan zijn de volgende vragen geweest: ligt de EHS op de 'juiste' plaats? Wat zijn de effecten van de voorgestelde begrenzing en invulling van de EHS op de fauna (doelsoorten)? Wat is de betekenis van gebieden buiten de EHS en het stedelijke gebied, de zgn. witte gebieden? Leidt het huidige beleid tot ont- of versnippering van natuur en duurzaamheid van populaties? Om antwoord te kunnen geven op dergelijke vragen zijn faunistische evaluatiemethoden noodzakelijk.

In opdracht van het IKC Natuur is de bruikbaarheid van drie methoden onderzocht voor faunistische evaluatie van de EHS en witte gebieden. Dit betreft de volgende methoden:

- Verspreidingsanalyse van doelsoorten uit het bestand Landschapsecologische Kartering Nederland (Bolsius, 1994).
- Habitatbepaling met SHAPE, onderdeel van het landschapsecologisch model LEDESS (Harms et al., 1995).
- Duurzaamheid van (netwerk)populaties met het metapopulatiemodel METAPHOR (Foppen et al., in druk) en het kennismodel LARCH.

Doel van dit onderzoek is:

- Beoordelen van de bruikbaarheid van de drie methoden voor faunistische evaluatie van de beoogde EHS en het aanvullende soortenbeleid. De bruikbaarheid van de evaluatiemethoden is op de volgende onderdelen toegespitst: mogelijke producten en aard van de uitspraken, voorwaarden aan de invoer, onzekerheden en beperkingen aanbevelingen.
- Levering van kaarten met de verspreiding van in LKN aanwezige doelsoorten.

Parallel aan deze studie is een onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheid om een koppeling tot stand te brengen tussen de modellen LEDESS-SHAPE, METAPHOR/LARCH en SMART/MOVE (Farjon et al., 1997).

In hoofdstuk 2 wordt de werkwijze besproken en een beschrijving gegeven van gebruikte datasets en faunamodellen. Hoofdstuk 3 beschrijft de werking en gevoeligheid van modellen en een vergelijking van resultaten op enkele onderdelen. In hoofdstuk 4 worden onzekerheden en beperkingen besproken en aanbevelingen

gedaan voor verbetering van methoden en databestanden. In hoofdstuk 5 worden conclusies samengevat, toegespitst op de bruikbaarheid van de verschillende methoden, mogelijke producten en de aard van de invoer.

## 2 Werkwijze

### 2.1 Inleiding

Er zijn drie evaluatiemethoden onderzocht: een verspreidingsanalyse met LKN, habitatmodellering met het habitatmodel SHAPE en duurzaamheidsanalyse met het ruimtelijk populatiemodel METAPHOR/LARCH. Er is gekozen voor deze modellen omdat ze zijn beproefd in uiteenlopende studies over ruimtelijke planvorming (Harms et al., 1995; Reijnen et al., 1995). Een derde model, hier niet expliciet op bruikbaarheid beproefd, is de uitsplitsing (degregatie) van verspreidingsgegevens van 5 x 5 km<sup>2</sup> naar 1 x 1 km<sup>2</sup> met landschappelijke kenmerken (Tamis et al., 1995). De resultaten van deze werkwijze zijn voor ca. 40 vogelsoorten als verspreidingsgegevens in LKN ondergebracht.

Behalve genoemde modellen zijn er nog andere faunamodellen zoals de dispersie-modellen GRIDWALK en POLYWALK (Bakker et al., 1997) en habitatmodellen die in Nederland vooral voor aquatische milieus (Quack, 1991; Ducl, 1994) worden toegepast. Andere faunamodellen, zoals het weidevogelmodel (Kramer, 1990), zijn specifiek voor één soort of slechts lokaal toepasbaar vanwege hoge eisen die gesteld worden aan de invoerdata.

### 2.2 Begrippen

In dit rapport worden een aantal begrippen gebruikt die nader uitleg behoeven. Deels zijn het algemene begrippen, deels is het modellenjargon dat soms nogal modelspecifiek is. Deze lijst is vooral bedoeld voor deze rapportage, maar sluit waar mogelijk aan bij elders geïntroduceerde definities (o.a. Bergers et al., 1996).

#### *(Geschikt) habitat (ook wel leefgebied)*

Soortspecifieke ruimtelijke eenheid die voldoet aan alle fysieke en ruimtelijke voorwaarden die een reproductieve eenheid van een soort nodig heeft voor succesvolle reproductie. Habitat wordt zowel als een concreet als een abstract begrip gebruikt. Bergers et al. (1996) stellen voor habitat als abstract begrip te hanteren en habitatplek voor de concrete plek te gebruiken. Hier wordt deze suggestie niet gevolgd om een veelvoud aan begrippen te vermijden en aan te sluiten bij de Engelstalige literatuur. Er wordt immers ook gesproken van habitatkaarten, habitatgeschiktheid en habitatmodellen. Hierin wordt gebruik gemaakt van concrete en karteerbare gegevens. Leefgebied kan als een Nederlandstalige equivalent worden opgevat. In modellen worden vaak modelsoorten gebruikt die representatief zijn voor groepen van soorten. Habitat is derhalve ook modelsoort specifiek.

#### *Habitatplek*

Door modellen berekende basiseenheid op basis van geschikte ecotopen, ongeacht ligging, grootte of andere ruimtelijke condities. Habitatplekken vormen de basis voor bepaling van geschikt habitat door toepassing van ruimtelijke eisen van een (model)soort.

### ***Optimaal habitat***

Een veelgebruikt begrip voor geschikt habitat waarvan wordt verondersteld dat een soort hier een hoge reproductie bereikt. Omdat reproductie moeilijk meetbaar is worden habitats met hoge dichtheden als optimaal aangemerkt.

### ***Marginaal habitat***

Geschikt habitat waarvan wordt verondersteld dat een soort hier een lage reproductie bereikt. Omdat reproductie moeilijk meetbaar is worden habitats met lage dichtheden voor een soort als marginaal aangemerkt.

### ***Functiegebied***

Een aanduiding voor een ruimtelijk onderscheidbaar deel van het habitat met een specifieke functie. Deze toekenning is soort- en schaalafhankelijk. Lokaal te onderscheiden functiegebieden vallen op een grovere schaalniveau veelal samen tot leefgebied. Ook voor functiegebieden worden optimale en marginale habitats gebruikt. Te onderscheiden zijn:

- *Habitat/Leefgebied*: Er kan geen ruimtelijk onderscheid worden gemaakt in afzonderlijke functiegebieden. Iedere habitatplek heeft dezelfde functie.
- *Broedgebied/voorplantingsgebied*: ruimtelijk te onderscheiden habitatplekken met in hoofdzaak een reproductiefunctie, bijvoorbeeld moerasbos voor aalscholvers.
- *Foerageergebied*: ruimtelijk te onderscheiden habitatplekken die vnl. als foerageergebied worden gebruikt, bijvoorbeeld grasland voor ganzen of visrijk water voor aalscholvers.
- *Rustgebied/slaapplaats*: ruimtelijk te onderscheiden habitatplekken die vnl. als rustgebied of slaapplaats functioneren, bijvoorbeeld waterplassen voor ganzen.

### ***Fusieafstand***

Kritische soortspecifieke afstand gebruikt in computermodellen om habitatplekken te verenigen tot geschikt habitat (SHAPE). In LARCH worden hiermee lokale populaties onderscheiden. Deze fusieafstand komt overeen met de grootste afstand binnen de homerange van een soort, zeg maar de territoriale reikwijdte. Voor populatiemodellen (METAPHOR/LARCH) wordt nog een tweede type fusieafstand gebruikt om gebieden met geschikt habitat tot populaties te verenigen. Deze afstand komt overeen met de actieradius van een soort, de maximale overbrugbare afstand buiten het territorium.

### ***Populatie***

Concreet een verzameling van individuen behorende tot een soort waarbinnen min of meer vrije genetische uitwisseling bestaat. In modelberekeningen worden hieronder ook potentiële populaties verstaan waarin individuen verondersteld worden aanwezig te zijn.

### ***Deelpopulatie***

Populatie die deel uitmaakt (METAPHOR/LARCH) of kan maken (SHAPE) van een metapopulatie.

### ***Netwerkpopulatie/metapopulatie***

Ruimtelijk gestructureerde populatie, bestaande uit deelpopulaties die met elkaar via dispersie een netwerk vormen.

### ***Kernpopulatie***

Deelpopulatie van een zodanige omvang dat de kans op lokaal uitsterven relatief gering is. Er is een netto dispersiestroom in de richting van de overige delen van het habitatnetwerk.

### ***Duurzame populatie***

Geïsoleerde populatie van een zodanige omvang dat de uitsterfkans relatief gering is.

### ***Kerngebied***

Twee betekenissen. Een aaneengesloten gebied met geschikt habitat van een dusdanige omvang dat realisatie van een kernpopulatie mogelijk is. De oppervlakte verschilt per soort. In het natuurbeleidsplan wordt een kerngebied daarentegen beschouwd als een gebied van grote oppervlakte met actuele en potentiële betekenis voor een groot aantal soorten.

### ***Dispersie***

(On)gerichte verplaatsing van een individu vanuit het habitat op weg naar een (mogelijke) vestigingsplaats.

### ***Ecologisch rendement***

De verhouding tussen de gerealiseerde oppervlakte geschikt habitat en de geplande oppervlakte habitatplekken. Een rendement van 50% betekent dat de helft van alle nieuwe habitatplekken ook tot geschikt habitat leidt. Het ecologisch rendement kan ook worden bepaald voor (deel)populaties. Het ecologisch rendement wordt gebruikt als maat voor efficiënte toedeling van nieuwe natuur.

### ***Ecologische schade***

De verhouding tussen de verdwenen oppervlakte geschikt habitat en de oppervlakte van een (negatieve) ingreep (bijv. verstedelijking). Door uitstralend effect van de ingreep kan de ecologische schade meer dan 100% bedragen. Een schade van 50% betekent dat de helft van de ingreep leidt tot verdwijnen van habitatplekken.

### ***Verzadiging***

Binnen METAPHOR de mate waarin de maximale draagkracht van geschikte habitats wordt gerealiseerd.

### ***Draagkracht***

De ecologische draagkracht van een gebied voor een diersoort wordt uitgedrukt in aantallen individuen. De draagkracht is afhankelijk van de oppervlakte en kwaliteit van het habitat voor een (model)soort.

### ***Versnippering***

Een breed begrip voor fragmentatie van gebieden, habitat, deel- of (netwerk)-populaties. Versnippering van habitat is het gevolg van aantasting van gebieden en leidt tot verkleining van (netwerk)populaties. Versnippering van (netwerk)populaties kan het gevolg zijn van verkleining van gebieden maar ook van isolatie van gebieden (barrières) of verslechtering van habitatkwaliteit.

### ***Degregatie***

Het detailleren van waarnemingen in grote homogene vlakken, bijvoorbeeld een 5 x 5 km<sup>2</sup> grid, naar kleinere ruimtelijke eenheden, bijv. 1 x 1 km<sup>2</sup> grids, op basis van landschappelijke algorithmen. Het is omgekeerde proces van aggregatie.

## **2.3 Methode van onderzoek**

Van de drie methoden is afzonderlijk onderzocht wat hun bruikbaarheid is voor evaluatie van de EHS en wat de aard is van de resultaten. Dit is uitgevoerd voor verschillende datasets (tabel 1), omdat de bruikbaarheid soms afhankelijk is van specifieke data. Met deze methode zijn de volgende analyses uitgevoerd:

*Tabel 1 De uitgevoerde analyses en gebruikte datasets*

Methoden	Gebruikte bestanden en bestandskenmerken		
	LKN (km-grids)	moerassenbestand (oppervlakte %)	Stedenring Centraal Nederland (km-grids)
	<b>Begrenzing bruto EHS (2018)</b>	<b>Huidig (1990) + EHS (2018)</b>	<b>Huidig (1995) + EHS (2018)</b>
	– Nat. ontw. gebied – Kerngebied – Witte gebieden – Overig/water	– Ligging moeras – Beheerd en niet-beheerd riet	– Begeleid natuurlijk – Half natuurlijk – Multifunctioneel – Witte gebieden
<b>LKN verspreidings-analyse</b>	30 soorten		25 soorten
<b>SHAPE habitatbepaling</b>			11 soorten
<b>METAPHOR duurzaamheid</b>	1 soort moerassenkaart	1 soort	
<b>LARCH duurzaamheid</b>			1 soort

- *Analyse van de begrenzing van de landelijke EHS.* De actuele verspreiding van 30 doelsoorten uit het natuurbeleid (Bal et al., 1995) is uitgesplitst naar het voorkomen binnen en buiten de begrensde landelijke EHS. Gegevens over de verspreiding en de EHS-begrenzing zijn afkomstig uit het LKN-databestand. Binnen de landelijke EHS wordt onderscheid gemaakt in gebieden met natuurontwikkeling, kerngebied en open

water. Het resultaat van deze analyse geeft de effectiviteit van de begrenzing van de EHS weer voor doelsoorten en de betekenis van de witte gebieden.

- *Analyse van het landelijk moerassenbestand.* Met het model METAPHOR is het effect van realisatie van moerassen in de EHS op kernpopulaties van de roerdomp doorgerekend. Hiervoor is gebruik gemaakt van het landelijk moerassenbestand. De minder gedetailleerde gegevens van de SCN-studie zijn voor dit model minder goed bruikbaar. Het moerassenbestand is tevens gebruikt om de gevoeligheid van METAPHOR voor oppervlakte-effecten te toetsen. Het resultaat van deze analyse geeft verandering van duurzaamheid voor de roerdomp weer t.g.v. toename van moeras. Met het moerassenbestand is ook de gevoeligheid van METAPHOR voor oppervlakte-effecten getoetst.
- *Analyse van de huidige situatie in het SCN studiegebied.* Voor het SCN-studiegebied (Stedenring Centraal Nederland) zijn voor de huidige situatie de actuele verspreiding, geschikte habitats (SHAPE) en kernpopulaties (LARCH) bepaald, zowel binnen de (provinciale) begrenzing van de EHS als daarbuiten. De provinciale begrenzing (pEHS) verschilt op een aantal onderdelen van de landelijke begrenzing. Binnen de provinciale begrenzing wordt onderscheid gemaakt in drie hoofdgroepen natuur, hier aangeduid als NDT (groep van natuurdoeltypen). Dit zijn NDT 2 (begeleid natuurlijk), NDT 3 (half natuurlijk) en NDT 4 (multifunctioneel). Hoofdgroep 1, geheel natuurlijk, is in het studiegebied niet voorzien. Het resultaat van deze analyse is verspreiding en simulatie van diersoorten en duurzaamheid in de huidige situatie uitgesplitst naar voorkomen binnen en buiten de begrensde EHS.
- *Analyse van de beoogde EHS in het SCN studiegebied.* Voor het SCN-studiegebied zijn voor de beoogde EHS (2018) geschikte habitats (SHAPE) en kernpopulaties (LARCH) bepaald. De simulaties zijn gebaseerd op realisatie van de EHS volgens provinciale beleidsplannen. Binnen deze EHS-begrenzing wordt onderscheid gemaakt in drie hoofdgroepen natuur, NDT 2 (begeleid natuurlijk), NDT 3 (half natuurlijk) en NDT 4 (multifunctioneel). Hoofdgroep 1, geheel natuurlijk, is in het studiegebied niet voorzien. Het resultaat van deze analyse is simulatie van de verspreiding en duurzaamheid van diersoorten na realisatie van de EHS.

Voor zowel de huidige situatie als voor de beoogde EHS in het SCN-gebied zijn de volgende aspecten onderzocht:

Met SHAPE:

- oppervlakte geschikt habitat voor 11 modelsoorten,
- verdeling van (deel)populaties,
- versnippering van geschikt habitat en (deel)populaties,
- ecologisch rendement.

Met LARCH:

- voorkomen van de groene specht,
- voorkomen van kernpopulaties,
- aandeel van duurzame (kern)populaties.

Met METAPHOR:

- voorkomen van de roerdomp,
- voorkomen van kernpopulaties van de roerdomp,
- aandeel van duurzame (kern)populaties,
- verzadiging als maat voor het ecologisch rendement.

Daarnaast is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd naar het oppervlakte-effect op de graadmeters duurzaamheid, aanwezigheid van kernpopulaties (METAPHOR) en oppervlakte geschikt habitat (SHAPE).

## 2.4 De gebruikte databestanden

De databestanden die voor deze studie zijn gebruikt zijn afkomstig uit het digitale bestand van LKN (Bolsius et al., 1994), de studie Stedenring Centraal Nederland (Harms et al., 1995), het LGN-2 (Noordman et al., 1997) en het moerassenbestand (gegevens IBN-DLO). Hieronder worden de gebruikte databestanden kort beschreven.

### *LKN-databestanden*

Uit het digitale bestand van LKN zijn de volgende data gebruikt:

- *Landelijke Ecologische Hoofdstructuur*. De begrenzing en globale invulling van de landelijke EHS is ontleend aan het bestand minimale EHS. Dit bestand geeft in grids van 1 x 1 km<sup>2</sup> de aanwezigheid van de landelijke EHS weer. De EHS is ingedeeld in natuurontwikkelingsgebied, kerngebied, grote wateren en gebieden buiten de EHS (Min. LNV, 1989).
- *Verspreiding doelsoorten*. In het LKN-bestand zijn vindplaatsen opgeslagen van zoogdieren, vogels, reptielen en amfibieën. De verspreiding van vogels is opgeslagen in grids van 5 x 5 km<sup>2</sup>. Van een beperkt aantal vogelsoorten is met degregatie (Tamis, 1994) een vertaling gemaakt naar grids van 1 x 1 km<sup>2</sup>. Deze verspreidingsgegevens kunnen maar in beperkt mate worden opgevat als actuele verspreidingsgegevens. De wijze waarop degregatie plaatsvindt wordt besproken in paragraaf 2.6. De verspreiding van de overige diergroepen is wel op basis van 1 x 1 km<sup>2</sup> grids aanwezig. Ongewervelde diersoorten komen niet in het LKN-bestand voor. Gegevens hierover zijn aanwezig bij o.a. Vlinderstichting (dagvlinders), provincies en het European Invertebrate Survey (EIS).

### *SCN-databestanden*

Voor modellering van de fauna zijn basisbestanden gebruikt uit het project Stedenring Centraal Nederland (fig. 1; Harms et al., 1995). Het zijn gridbestanden van 1 x 1 km<sup>2</sup>. Ze bevatten per gridcel dominante of soms complexen met begroeiingstypen. Deze zijn ontleend aan het LKN-bestand en gebaseerd op de daar onderscheiden IPI-ecotopen.



# EHS

∩ rivieren

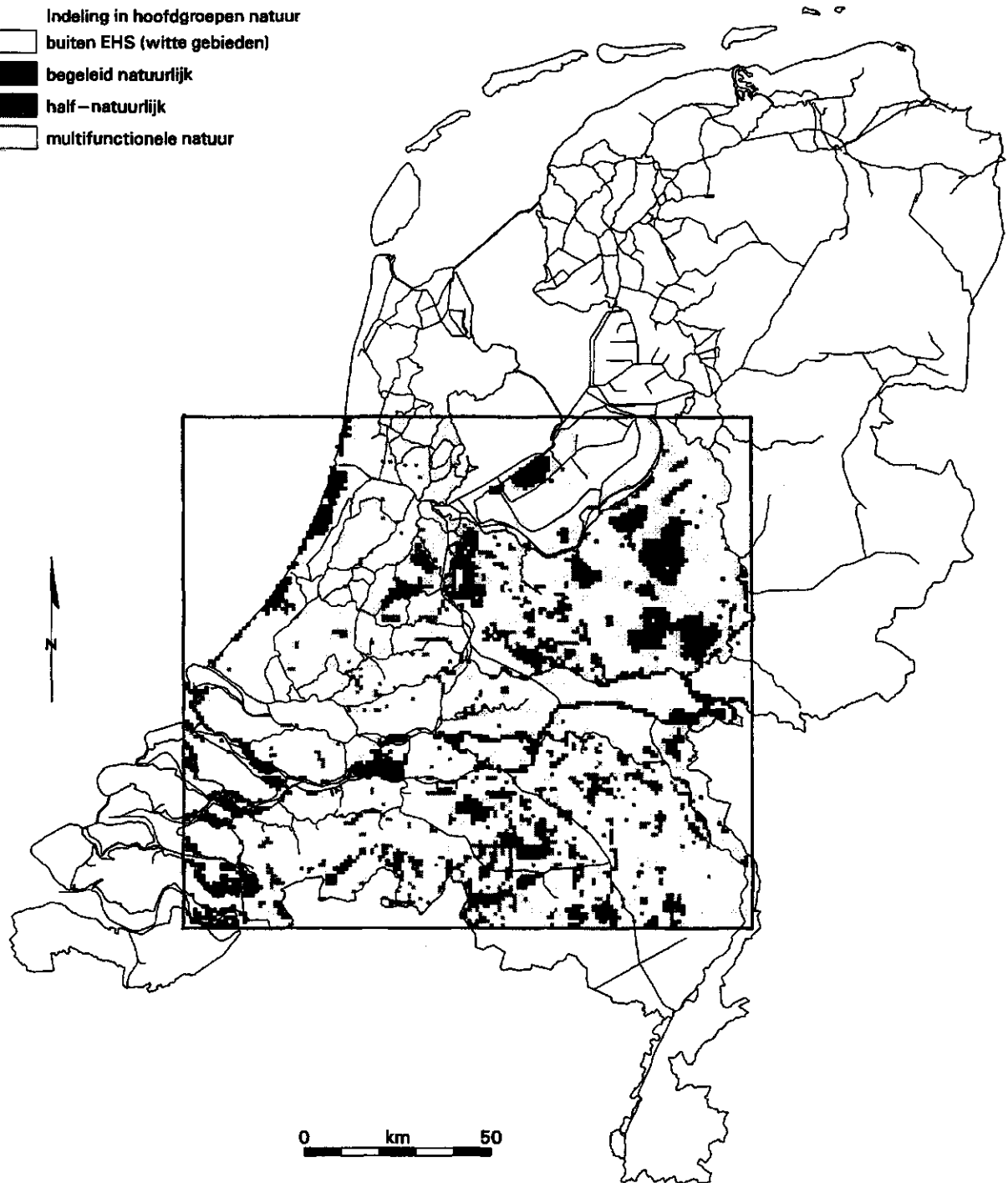
Indeling in hoofdgroepen natuur

□ buiten EHS (witte gebieden)

■ begeleid natuurlijk

■ half-natuurlijk

□ multifunctionele natuur



*Fig. 1 Ligging en indeling van de provinciale EHS in het gebied Stedenring Centraal Nederland (Harms et al., 1995)*

Voor een uitgebreidere beschrijving van deze bestanden en werkwijze wordt verwezen naar Harms et al. (1995). Het betreft de volgende bestanden:

- *Begroeiingstypen*. Dit bestand (tabel 2) bevat vlakdekkend de begroeiingstypen van de huidige situatie.
- *Beoogde provinciale EHS*. Dit bestand geeft de te verwachten begroeiingstypen weer in 2018 en is gebaseerd op een vertaling van provinciale plannen voor realisatie van de EHS (fig. 2). Voor gebieden buiten de EHS (witte gebieden) is uitgegaan van de huidige situatie. Tabel 2 geeft de legenda weer.
- *Fysiotopen*. Een bestand met ecologisch relevante abiotische kenmerken (tabel 3).

*Tabel 2 Legenda van de begroeiingstypen in het SCN-bestand voor de huidige situatie en beoogde EHS*

---

**Hoofdgroep 2: Begeleid natuurlijk**

- s20 grote rivieren + uiterwaarden
- s21 zoet zeearmenlandschap
- s22 zout zeearmenlandschap en kust
- s23 schorren
- s24 duinvegetatie
- s25 moeraslandschap
- s26 boslandschap (begrasd)

**Hoofdgroep 3: half-natuurlijk**

- s30 zoetwatergemeenschap
- s31 heide, stuifzand
- s32 moerasvegetatie (kort)
- s33 schraal/bloemrijk grasland, grootschalig < 2 km beplanting
- s34 schraal/bloemrijk grasland, kleinschalig > 2 km beplanting
- s35 hakhout/griend
- s36 dicht loofbos
- s38 complex schraal grasland/bos

**Hoofdgroep 4: multifunctioneel**

- s43 extensief grasland, grootschalig < 2 km beplanting
- s44 extensief grasland, kleinschalig > 2 km beplanting
- s46 boscultuur (multifunctioneel)
- s49 complex extensief grasland/bos

**Buiten EHS (witte gebieden)**

- s() overig gebied
  - s1 open water
  - s2 akker
  - s3 intensief grasland, grootschalig < 2 km beplanting
  - s4 intensief cultuurland, kleinschalig > 2 km beplanting
  - s5 boomgaard/boomkwekerij
  - s6 stedelijk groen
  - s9 complex intensief cultuurland/bos
  - s98 bebouwd gebied
-

*Tabel 3 Legenda van de indeling van fysiotopten van het SCN-gebied*

**Veengronden**

- 1 natte veengronden, > 10 km waterlopen
- 2 vochtige veengronden, > 4 km waterlopen

**Kleigronden**

- 11 natte kleigronden, > 4 km waterlopen
- 12 natte kleigronden, < 4 km waterlopen
- 13 vochtige kleigronden, > 10 km waterlopen
- 14 vochtige kleigronden, < 10 km waterlopen

**Zandgronden**

- 21 natte zandgronden, > 4 km waterlopen
- 22 natte zandgronden, < 4 km waterlopen
- 23 vochtige zandgronden, > 4 km waterlopen
- 24 vochtige zandgronden, < 4 km waterlopen
- 25 droge zandgronden, met waterlopen
- 26 droge zandgronden, zonder waterlopen
- 27 strand

**Open water**

- 30 open water (kleine binnenwateren)
- 31 grote rivieren (met uiterwaarden)
- 32 kust/oever groot open water
- 33 groot open water (estuaria)
- 34 zout/brak water

**Overig**

- niet gekarteerd/bebouwd gebied
  - buiten studiegebied
- 

***Moerassenbestand***

Voor de analyse van de roerdomp met het model METAPHOR is de moerassenkaart van Nederland gebruikt. Het bestand is een intern digitaal bestand van het IBN-DLO gebaseerd op inventarisaties en enquêtes. Het is een bestand met polygonen en geeft aan waar in Nederland moerassen voorkomen met daarin het aandeel voor rietvogels relevant rietmoeras. De moerassen zijn verder onderscheiden naar substraat. Het bestand is opgebouwd voor onderzoek naar ruimtelijke populatiemodellen en wordt gebruikt voor het project moerasverkenningen. In deze studie is het ook gebruikt om een gevoeligheidsanalyse toe te passen m.b.t. de datainvoer.

***LGN-2***

Voor een gevoeligheidsanalyse met het model SHAPE is voor de habitatbepaling van de groene specht een bestand met bos in grids van 250 x 250 m<sup>2</sup> gebruikt. Beboste grids zijn ook hier geselecteerd op basis van dominantie (>50%). De basisgegevens komen uit het bestand Landelijk Grondgebruik Nederland (LGN2) en betreft interpretaties van satellietbeelden (Noordman et al., 1997).

## 2.5 Selectie van soorten

Voor de analyse met actuele verspreidingsgegevens (LKN) zijn alle doelsoorten van het natuurbeleid geselecteerd (Bal et al., 1994) waarvan binnen LKN verspreidingsgegevens aanwezig zijn. Voor de ecologische modellering met SHAPE zijn een aantal soorten geselecteerd die model staan voor een bredere groep van soorten met soortgelijke ecologische eisen. Soms zijn dit ook doelsoorten van het natuurbeleid. De modelsoorten zijn geparametriseerd voor soortengroepen en beslaan een breder ecologisch spectrum dan de soorten uit de verspreidingsanalyse. Voor METAPHOR/LARCH zijn soorten geselecteerd die voornamelijk de werking van het model illustreren. Tabel 4 geeft een overzicht van de bij de verschillende analyses betrokken soorten. In aanhangsel 1 wordt een overzicht gegeven van alle diersoorten die in de LKN-database voorkomen en de beschikbare modelsoorten. Ongewervelden, die ca. 44 % van de doelsoorten beslaan, zijn buiten beschouwing gebleven.

## 2.6 De verspreidingsanalyse met LKN

Het databestand van LKN bevat een groot aan landschapsecologische gegevens over abiotische en biotische componenten van het landschap. In het bestand zijn verspreidingsgegevens aanwezig van gewervelde diersoorten die door de particuliere gegevens verzamelende organisaties (PGO's) worden verzameld. Uitgezonderd de vogels, zijn van alle gewervelde diersoorten waarnemingen aanwezig per kilometercel. De aard van de waarnemingen is divers en betreft zowel waarnemingen binnen als buiten het leefgebied. Ze kunnen betrekking hebben op al dan niet reproductieve dieren, mannetjes of vrouwtjes en op overvliegende of doodgereden exemplaren. De actualiteit van de database is beperkt. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de verspreidingsgegevens van vleermuizen (Lempkens, 1997), waarvan de laatste jaren zeer veel waarnemingen zijn verzameld maar die niet in de LKN-database zijn opgenomen.

Voor een beperkt aantal vogelsoorten is binnen LKN ook een verspreiding per kilometercel aanwezig. Dit betreft zgn. gedegreerde gegevens. Bij de methode van degregatie zoals die binnen LKN is toegepast (Tamis et al., 1994) wordt een vertaling gemaakt van waarnemingen in een uurhok (5 x 5 km<sup>2</sup>) naar de daarbinnen gelegen kilometercellen. Alleen uurhokken waarin een soort is waargenomen komen voor deze vertaalstap in aanmerking. Bij degregatie worden aan de km-cellen binnen een uurhok dichtheden toegekend op basis van soortrelevante landschapskenmerken. Een dergelijke stap is alleen uitgevoerd voor soorten waarvan het habitat zich vrij eenduidig laat beschrijven met landschapskenmerken die binnen LKN kunnen worden onderscheiden.

Tabel 4 Selectie van doelsoorten gebruikt in de verschillende analyses

Soort	Verspreidingsanalyse		Modevaluatie		
	LKN	Degregatie LKN	SHAPE	Metaphor	Larch
Adder	*		*		
Alpenwatersalamander	*				
Boomkikker	*				
Boommarter	*		*		
Das	*		*		
Eikelmuis	*				
Franjestaart	*				
Geelgors		*	*		
Gladde slang	*				
Grote hoefijzervleermuis	*				
Grutto		*	*		
Hamster	*				
Hazelworm	*				
Ingekorven vleermuis	*				
Kamsalamander	*				
Kleine hoefijzervleermuis	*				
Knoflookpad	*				
Mopsvleermuis	*				
Noordse woelmuis	*				
Otter	*		*		
Ringslang	*				
Rugstreppad	*				
Tapuit	*		*		
Vale vleermuis	*				
Vinpootsalamander	*				
Vroedmeesterpad	*				
Waterspitsmuis	*				
Zandhagedis	*		*		
Groene specht		*	*		*
Korhoen			*		
Patrijs			*		
Roerdomp			*	*	

## 2.7 De habitatanalyse met SHAPE

Het model SHAPE (Spatial HABitat Prediction for Environmental studies) is een grid georiënteerd GIS model (Arc/Info) en bepaalt geschikte habitats en (deel)populaties voor een breed ecologisch spectrum aan diergroepen, hier verder modelsoorten genoemd. Het model is ontwikkeld vanuit de behoefte om effecten van landschappelijke ingrepen door te rekenen op hun consequenties voor de ruimtelijke verdeling van habitats en daaruit te berekenen potentiële (deel)populaties. De uitvoer van SHAPE wordt gebruikt voor andere modellen zoals het dispersiemodel POLYWALK. Het is mogelijk om verschillen in habitatkwaliteit te vertalen naar draagkracht van gebieden.

SHAPE is een onderdeel van het landschapsecologische model LEDESS (Harms et al., 1995), en kan daardoor ook effecten van vegetatiesuccessie en veranderingen in abiotische condities op de fauna simuleren. Uitgangspunt in dit integrale landschapsecologische model is het gebruik van schaalafhankelijke databestanden. Voor nationale studies worden daarom minder gedetailleerde databestanden gebruikt dan in regionale of lokale studies waarin met fijnere grids wordt gewerkt (Knol, 1994). Het model SHAPE omvat de kennis over de habitateisen van een groot aantal diersoorten (zoogdieren, vogels, reptielen, amfibieën, vissen en vlinders). Deze modelsoorten zijn zodanig gekozen dat ze een groot aantal effecten van landschapsveranderingen kunnen evalueren. Ze vertegenwoordigen een groot aantal beleidsmatig relevante combinaties van ecosysteemttypen, beheer, fysiotoepen en ruimtebeslag (fig. 2). Voor toepassing op nationale schaal (grid 1 x 1 km<sup>2</sup>) blijven soorten met een gering ruimtebeslag buiten beschouwing, omdat relevante ecologische informatie voor deze soorten niet landsdekkend aanwezig is. Het model is specifiek ontwikkeld voor toepassing in scenariostudies en verkenningen op uiteenlopende schaalniveaus.

De uitvoer van het model bestaat uit kaarten en tabellen met de oppervlakte geschikt habitat, de grootte ervan uitgedrukt in potentiële (deel)populaties en de mate van versnippering van geschikte habitats. Daarnaast worden draagkracht en ecologisch rendement berekend. Het model geeft geen uitsluitsel over daadwerkelijke vestiging en aanwezigheid van soorten of de kans daarop. De werking van het model is in figuur 3 schematisch weergegeven.

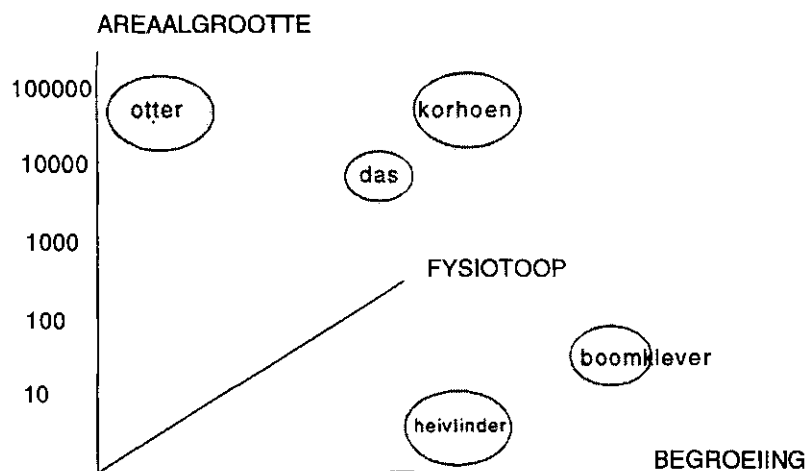


Fig. 2 Schematische en vereenvoudigde weergave van combinaties van begroeiing, fysiotoop en ruimtegebruik als basis voor de keuze van modelsoorten in SHAPE



- 2 *De fysiotoopenkaart.* Naast de structuur van de vegetatie zijn abiotische kenmerken eveneens van groot belang voor het onderscheiden van geschikte habitats. Naast vochthuishouding, voedselrijkdom en substraat is ook de aanwezigheid van open water een belangrijk indelingskenmerk. De fysiotoopenkaart voor het studiegebied is opgebouwd uit de bodemkaart, aangevuld met informatie uit het LKN databestand.
- 3 *De expertisebestanden.* Met de begroeiingstypen en fysiotoopen wordt een ecotoopenkaart samengesteld. Op nationale schaal worden ca. 600 ecotopen onderscheiden, die afzonderlijk of in combinatie van betekenis kunnen (kunnen) zijn als geschikt habitat. Niet alle onderscheiden ecotopen komen ook daadwerkelijk in het studiegebied voor. Voor ieder ecotoop is per modelsoort in een expertisebestand de kwaliteit bepaald. Deze kwaliteit kan vervolgens worden vertaald naar optimaal, marginaal of niet geschikt habitat. Optimale ecotopen worden beschouwd als ecotopen waar een soort met hoge dichtheden voorkomt. De kennis hierover is ontleend aan de literatuur en recente verspreidingsgegevens (Sierdsema, 1996). Voor soorten met ruimtelijk gescheiden habitats wordt er onderscheid gemaakt in geschikt broed-, rust- en/of foerageergebied. Met de ecotoopenkaart wordt daarna bepaald waar geschikte ecotopen voorkomen. Deze bewerking vormt de basis voor een volgende reeks van bewerkingen.
- 4 *Het aanvullend grondgebruik.* Sommige landschapskenmerken zijn van grote invloed op de geschiktheid als habitat maar zijn niet opgenomen in de ecotoopclassificatie. Dit kan betrekking hebben op milieuaspecten, verstoring, specifiek beheer, voedsel of aanwezigheid van nestkasten. Deze informatie is, zover relevant, in afzonderlijke bestanden opgeslagen. Confrontatie van geschikte ecotopen met aanvullende informatie levert nieuwe habitatgeschiktheid op door toe- of afname van kwaliteit. In deze studie is voor sommige soorten een bufferzone rond stedelijk gebied gecreëerd als bron van verstoring (o.a. korhoen).
- 5 *Regels voor ruimtelijke rangschikking.* Met deze stap wordt berekend of het habitat ook voldoet aan de oppervlakte-eisen die een soort stelt. Oppervlakte-eisen en ruimtelijke configuratie verschillen immers per diersoort. De oppervlakte geschikt habitat en de mate van aaneengeslotenheid van geschikt habitat worden berekend. Hiermee wordt de grootte van leefgebieden bepaald en geclassificeerd naar relevante (deel)populatieklassen. De ligging en grootte van deze geschikte habitats zijn vervolgens weer de basisinvoer voor bereikbaarheidsmodellen als DISPERS en POLYWALK (Bakker et al., 1997). Uit de berekende habitatkaarten kunnen ecologische graadmeters worden afgeleid, zoals ecologisch rendement, kerngebieden en versnippering van habitat.



## **2.8 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR**

### **2.8.1 Twee benaderingen**

Voor het voorspellen van het effect van de ruimtelijke populatiedynamiek op het voorkomen en duurzaamheid van populaties van dieren zijn twee modellen gebruikt.

Het LARCH-model richt zich op het toepasbaar maken van beschikbare kennis over ruimtelijke populatiedynamiek. Hiervoor wordt deze kennis meestal vertaald in vuistregels, die goed aansluiten bij de benodigde basisinformatie, zoals verspreidingskaarten van soorten en habitatinformatie. Uitgangspunt is dat het model LARCH voor zoveel mogelijk dier- en plantensoorten uitspraken kan doen.

Het METAPHOR-model is een mechanistisch ruimtelijk populatiemodel. Een belangrijke functie is, in wisselwerking met empirisch onderzoek, het vergroten van het inzicht van de processen die zich afspelen in ruimtelijk gestructureerde populaties. Daarnaast wordt het model ook gebruikt om vuistregels voor het model LARCH te onderbouwen en te ontwikkelen. Voor soorten waarvoor gecalibreerde (en zo mogelijk gevalideerde) modellen beschikbaar zijn, is toepassing voor vraagstukken in het natuurbeleid mogelijk. Dit wordt nagestreefd voor een beperkte set van representatieve soorten (aanhangsel 1). Vanwege het mechanistische karakter is METAPHOR geschikter voor het evalueren van complexere problemen dan LARCH, zoals multistress en herintroductie van soorten.

### **2.8.2 Het Decision Support System LARCH**

LARCH (Landscape ecological Rules for Configuration of Habitat) is een beslissings-ondersteunend systeem. Het heeft tot doel het signaleren van versnipperingsproblemen, het zoeken naar oplossingsrichtingen en het evalueren van inrichtingsalternatieven. Het is gebaseerd op vuistregels aan de hand van minimumarealen en het dispersievermogen van soorten, in relatie tot oppervlakte, ligging van geschikt habitat en weerstand van het tussenliggende landschap. De gegevens zijn afkomstig van empirisch onderzoek en simulaties met ruimtelijke populatiemodellen (o.a. METAPHOR, zie par. 2.8.3), aangevuld met resultaten van ander onderzoek (Reijnen et al., 1995).

In dit onderzoek wordt alleen ingegaan op het bepalen van de duurzaamheid van populaties. Daarbij kan onderscheid gemaakt worden in de duurzaamheid van geïsoleerde populaties (minimum viable population), de duurzaamheid van netwerkpulaties en de duurzaamheid van een deelpopulatie binnen in een netwerk (kernpopulatie).

De belangrijkste invoer die LARCH nodig heeft voor het bepalen van de duurzaamheid is een ruimtelijk patroon van ecotopen of begroeiingstypen. In de meeste gevallen zal binnen een LARCH-module een habitatmodel aanwezig zijn waarmee voor geschikte habitatplekken draagkracht voor een bepaalde soort kan worden bepaald. Maar ook kan in principe gebruik worden gemaakt van habitatgeschiktheidsmodellen die aansluiten bij de beschikbare ruimtelijke informatie (ecotoopkaarten,

begroeiingstypen, bodemkaarten etc.) en die draagkracht kunnen voorspellen (bijv. SHAPE of HSI-achtige modellen). Binnen LARCH is een module ontwikkeld waarbij uitspraken over de duurzaamheid van populaties direct kunnen worden afgeleid uit de oppervlakte van de natuurdoeltypen of combinaties daarvan (Kalkhoven, 1995). Deze module wordt momenteel uitgebreid (amfibieën en evertebraten) en aangepast (vuistregels). In deze studie is voor één modelsoort, de groene specht, de LARCH-procedure toegepast. Voor het vervaardigen van de habitatgeschiktheidskaart is gebruik gemaakt van twee invoercomponenten van het SHAPE-model: de vegetatiekaart en de fysiotopenkaart. Dit is behalve voor de beoogde EHS in het SCN-gebied ook uitgevoerd voor de huidige situatie. Hierdoor is een vergelijking met de actuele verspreiding mogelijk.

### **2.8.3 Het ruimtelijk populatiemodel METAPHOR**

Het model METAPHOR beschrijft in detail de verwachte effecten van versnippering en is operationeel voor enige vogelsoorten, plantensoorten en amfibieën (aanhangel 1). METAPHOR heeft een aantal eigenschappen waarin het zich onderscheidt van veel andere modellen voor effectvoorspelling. Allereerst is het een dynamisch model, dat wil zeggen dat er een tijdas is waarop aantalsschommelingen optreden en dat het model gebaseerd is op populatiedynamische processen. Het dynamische karakter van het model is onder andere belangrijk in verband met eventuele vertragingseffecten, waarbij een verandering in milieuomstandigheden pas na enkele generaties zichtbaar kan worden, en de mogelijkheid om effecten direct te vertalen in de populatiedynamische parameters, zoals de geboorte/sterftebalans (Foppen et al., in druk).

Bovendien is het model ruimtelijk, dat wil zeggen dat het habitat kan bestaan uit verschillende ruimtelijk gescheiden habitatplekken van verschillende kwaliteit en oppervlakte en onderlinge afstanden en weerstanden. Een ruimtelijk model is belangrijk voor metapopulaties waarbij lokale (deel)populaties klein en kwetsbaar zijn, en de overleving van de totale (meta-)populatie afhangt van een dynamische evenwicht tussen lokaal uitsterven en herkolonisatie. Bovendien zijn ruimtelijke modellen nodig om de populatieontwikkelingen te beschrijven als gevolg van ingrepen in de ruimtelijke inrichting van het landschap, waarbij habitatplekken ontstaan, verschuiven, en verdwijnen.

Metaphor is een stochastisch model, dat wil zeggen dat de populaties kunnen fluctueren, ofwel als gevolg van omgevingsfactoren (milieustochasticiteit), ofwel als gevolg van toevalseffecten ten gevolge van kleine aantallen (demografische stochasticiteit). Een stochastisch model is van belang om de dynamiek in kleine populaties (bij gewervelden minder dan ca. 20 individuen) goed te kunnen beschrijven. Kleine populaties kunnen immers door toeval uitsterven. Daarnaast is gebleken dat het effect van milieuvariatie (strengere winters, droge zomers, etc.) van groot belang is voor de duurzaamheid van populaties.

Tenslotte is het simulatiemodel modulair geprogrammeerd, en dus flexibel. Dat maakt het mogelijk om op eenvoudige wijze verbeteringen aan te brengen zonder dat de modelstructuur veranderd hoeft te worden.

De invoer van de habitatinformatie binnen het model is vrij simpel. Per plek dient aangegeven te worden wat de oppervlakte aan geschikt habitat is en binnen de soortmodule van het model dient een dichtheidsalgoritme te worden aangegeven. Vervolgens rekent het model zelf de draagkracht per aangegeven plek uit en gebruikt dat bij de berekeningen. Het is ook mogelijk gebruikt te maken van de resultaten van andere habitatgeschiktheidsmodellen.

Het model geeft het voorspelde verloop van populaties weer. Vanwege het stochastische karakter van het model is het noodzakelijk om elke simulatie vele malen (bijv. 100 x) te herhalen om een beeld te krijgen van een gemiddeld verloop. De uitvoer hangt, behalve van de invoerparameters, ook af van de begintoestand waarmee de simulatie gestart wordt. Dat kan bijvoorbeeld zijn de huidige verspreiding van de soort, of een hypothetische verspreiding. Hieronder zijn vier mogelijke uitvoerparameters beschreven.

- De populatiegrootte of het aantal of percentage bezette habitatplekken of km-hokken. Als we starten met de huidige populatietoestand kan dat de toestand zijn in een bepaald jaar, of een bepaald aantal jaren na het doorvoeren van een beleidsmaatregel. Als gestart wordt met een hypothetische verspreidingskaart kan alleen iets gezegd worden over de evenwichtspopulatie, een populatie die in evenwicht verkeert met zijn omgeving.
- De duurzaamheid, uitgedrukt in de kans dat de populatie na x jaar nog niet uitgestorven is. Met verspreidingsgegevens is de schatting beter dan zonder verspreidingsgegevens. In dat laatste geval zouden we kunnen spreken van potentiële duurzaamheid: als we de uitgangssituatie niet kennen kunnen we de simulatie starten vanuit een willekeurige begintoestand en kijken naar het gedrag van de populatie wanneer het effect van de begintoestand is verdwenen en zich een evenwicht heeft ingesteld. Vanuit deze evenwichtssituatie kunnen we de duurzaamheid bepalen. Dit kan zowel om de populatie als om de deelpopulatie gaan.
- De verzadiging als maat voor de ecologische efficiëntie van een plek. Deze graadmeter geeft aan in hoeverre een bepaalde plek is opgevuld t.o.v. de maximale draagkracht.
- De uitbreiding, uitgedrukt in bijvoorbeeld de toe- of afname van het aantal bezette kilometer-hokken na x jaar. Deze graadmeter kan alleen worden gebruikt als het huidige verspreidingsgebied bekend is, en als de soort in een bepaalde regio voorkomt. Als de soort in een regio niet (meer) voorkomt, kunnen we spreken van potentiële uitbreiding, onder voorwaarde van herintroductie of spontane kolonisatie.

Binnen het project zijn er zes situaties gesimuleerd voor de roerdomp in het SCN-gebied. De habitatinformatie is afkomstig uit het moerassenbestand (paragraaf 2.4). Het areaal roerdomphabitat in een gebied wordt weergegeven als een oppervlakte overjarig riet voor ieder moeras. Voorop staat steeds een vergelijking van de huidige situatie met de EHS-variant.

Allereerst zijn voor de huidige situatie en een EHS-variant simulaties uitgevoerd op basis van het totale polygonenbestand. Omdat wellicht in de toekomst habitatinformatie dient te worden gebruikt die veel minder specifiek is dan het moeraspolygonenbestand is vervolgens nagegaan wat de invloed is van een vergroving van de databestanden. Hiertoe zijn de polygonen vergrid tot hokken van 1 x 1 km<sup>2</sup> en zijn alleen die grids meegenomen die meer moeras herbergen dan 30 ha (>30%). Dit is een grens die in het SCN-databestand wordt gebruikt voor classificatie van het begroeiingstype moeras. Er is van twee varianten uitgegaan:

- het percentage moeras is precies bekend (30-100%),
- het percentage moeras is niet bekend en wordt op 100% gesteld.

### 3 Resultaten

#### 3.1 De verspreidingsanalyse met LKN

##### 3.1.1 Begrenzing van de landelijke EHS

Met de landelijke kaart van de EHS is voor de doelsoorten die in LKN zijn opgeslagen (aanhangsel 1) berekend hoe de vindplaatsen verdeeld zijn binnen en buiten de bruto-EHS. Deze is uitgesplitst in natuurontwikkelingsgebied, kerngebied en open water. Een meer gedetailleerde invulling van de EHS is alleen voor het SCN gebied voorhanden (paragraaf 3.1.2). In tabel 5 is een samenvatting van resultaten weergegeven. Hieruit blijkt dat van 18 (62%) van de 30 doelsoorten meer vindplaatsen voorkomen binnen dan buiten de EHS. Kerngebieden zijn daarin van groot belang. Soms is een soort indifferent. Tabel 6 geeft voor afzonderlijke doelsoorten de betekenis van de EHS weer. Het zijn vooral vleermuizen en soorten van agrarisch gebied die vaker buiten de EHS zijn aangetroffen. Soorten die vaker binnen de EHS zijn aangetroffen, zijn die van heide, hoogvenen en bossen. In absolute zin is van de onderzochte soorten het aantal gesommeerde vindplaatsen het grootst in gebieden buiten de EHS. Dit wordt vooral veroorzaakt door soorten met een algemene verspreiding, zoals grutto en patrijs. In aanhangsel 2 is de ruimtelijke verspreiding van de doelsoorten weergegeven.

Tabel 5 Samenvatting van de vindplaatsen binnen en buiten de (minimale) EHS voor 29 doelsoorten. De oppervlakte van vindplaatsen en deelgebieden is weergegeven in km<sup>2</sup>

	Kerngebied	Natuur ontwikkelingsgebied	Open water	Witte gebieden
Oppervlakte deelgebied	8390	2129	1382	26253
Sommatie vindplaatsen van alle soorten	17793	2142	709	28258
Gemiddeld aantal vindplaatsen per deelgebied	2,1	1	0,5	1,1
Aantal soorten met grootste verspreiding binnen een deelgebied (ongewogen)	14	0	0	14
Aantal soorten binnen en buiten de EHS	18 (62%)			11 (38%)

Tabel 6 Verdeling van vindplaatsen van LKN-doelsoorten over witte gebieden en de EHS, verdeeld in kerngebied, natuurontwikkelingsgebied, open water. Weergegeven is het aantal cellen met een of meer waarnemingen per cel (\* = verspreiding op basis van degregatie)

	Kerngebied		Natuurontw.		Open water		Witte gebieden	
	cellen	%	cellen	%	cellen	%	cellen	%
Zandhagedis	112	91	3	2	1	1	7	6
Gladde slang	26	90	0	0	0	0	3	10
* Tapuit	1642	84	39	2	29	1	248	13
Adder	215	83	7	3	0	0	36	14
Boommarter	234	82	5	2	3	1	44	15
Vinpoetsalamander	14	78	1	6	0	0	3	17
Hazelworm	117	80	4	3	0	0	25	17
* Groene specht	3096	72	92	2	14	0	1121	26
Vroedmeesterpad	14	74	0	0	0	0	5	26
Ringslang	113	62	17	9	3	2	48	27
Knoflookpad	3	38	0	0	2	25	3	38
Otter	90	55	5	3	7	4	62	38
Boomkikker	8	36	5	23	0	0	9	41
Rugstreeppad	68	50	5	4	8	6	55	40
Das	140	49	14	5	13	5	121	42
Kamsalamander	35	44	2	3	6	8	37	46
Alpenwatersalamander	50	51	2	2	0	0	46	47
Noordse woelmuis	33	48	1	1	1	1	34	49
Eikelmuis	4	50	0	0	0	0	4	50
* Geelgors	3975	44	356	4	78	1	4684	52
Waterspitsmuis	65	36	13	7	6	3	97	54
Franjestaart	3	43	0	0	0	0	4	57
Hamster	3	43	0	0	0	0	4	57
Kleine hoefijzervleermuis	6	33	1	6	0	0	11	61
* Patrijs	3780	27	629	4	122	1	9555	68
* Grutto	3943	23	941	5	415	2	11972	69
Vale vleermuis	3	19	0	0	1	6	12	75
Ingekorven vleermuis	1	17	0	0	0	0	5	83
Mopsvleermuis	0	0	0	0	0	0	2	100
Grote hoefijzervleermuis	0	0	0	0	0	0	1	100
Totaal	17 793		2 142		709		28 258	

### 3.1.2 Het SCN-deelgebied

Voor het studiegebied Stedenring Centraal Nederland is meer in detail voor de LKN-doelsoorten nagegaan hoe vindplaatsen verdeeld zijn over de witte gebieden en de EHS en daarbinnen naar hoofdgroepen natuur. Met deze bewerking kan de actuele verspreiding worden vergeleken met de modelsimulaties die voor dit gebied zijn uitgevoerd. De resultaten kunnen ook worden vergeleken met de grovere landelijke begrenzing. Hierdoor ontstaat zicht op verschillen tussen de landelijke begrenzing en de provinciale vertaling daarvan. Binnen het SCN-gebied is in de EHS onderscheid gemaakt naar de hoofdindeling in natuurdoeltypen. Deze stemt niet overeen met de landelijke indeling in kern- en ontwikkelingsgebieden en is verfijnder. Tabel 7 geeft een samenvatting van de resultaten. Soorten zonder vindplaatsen in dit studiegebied (eikelmuis, hamster, vroedmeesterpad, grote en kleine hoefijzervleermuis) zijn buiten beschouwing gelaten. In tabel 8 wordt voor de afzonderlijke soorten de verdeling over de EHS en deelgebieden weergegeven indien ze hier vaker voorkomen.

Tabel 7 Samenvatting van de vindplaatsen binnen en buiten de (minimale) EHS voor 24 doelsoorten. De oppervlakte van vindplaatsen en deelgebieden is weergegeven in km<sup>2</sup>

	Begeleid natuurlijk	Half natuurlijk	Multifunctioneel	Witte gebieden
Oppervlakte deelgebied	1650	1368	2709	11909
Sommatie vindplaatsen van alle soorten	2651	2601	5127	11359
Gemiddeld aantal vindplaatsen per deelgebied	1,6	1,9	1,9	1,0
Aantal soorten met grootste verspreiding binnen een deelgebied (ongewogen)	1	2	7	9
Aantal soorten binnen en buiten de EHS	15 (63%)			9 (38%)

Van de 25 doelsoorten komen zijn er 15 (63%) met meer vindplaatsen binnen dan buiten de EHS. Ondanks verschillen in begrenzing komt dit redelijk overeen met de analyse van de landelijke EHS. Grotendeels betreft dit ook dezelfde soorten. Opvallend is dat een niet onaanzienlijk deel van de soorten met veel vindplaatsen binnen de EHS vooral in de (toekomstige) multifunctionele gebieden voorkomen. Hier lijkt zich een locatieprobleem voor te doen op grond van de kwetsbaarheid van sommige soorten voor verstoring (adder, zandhagedis, tapuit en boommarter) of beperkte dispersie (adder, zandhagedis).

Tabel 8 Verdeling van vindplaatsen van LKN-doelsoorten over witte gebieden en EHS in het SCN-gebied, verdeeld in begeleide natuur, half natuurlijk en multifunctioneel. Weergeven is het aantal cellen met een of meerdere waarnemingen per cel (\* = verspreiding op basis van degregatie)

	Begeleide natuur		Half natuurlijk		Multifunctioneel		Witte gebieden	
	cellen	%	cellen	%	cellen	%	cellen	%
Adder	17	34	2	4	30	60	1	2
Zandhagedis	38	38	8	8	48	48	6	6
Gladde slang	7	50	1	7	5	36	1	7
* Tapuit	338	32	129	12	486	45	117	11
Hazelworm	24	31	9	12	35	45	9	12
Boommarter	74	36	10	5	97	47	25	12
Knoflookpad	1	20	2	40	1	20	1	20
Ringslang	22	31	15	21	18	25	17	24
* Groene specht	562	20	401	15	1070	39	716	26
Vinpoetsalamander	2	18	5	45	0	0	4	36
Rugstreepad	16	20	11	14	22	28	30	38
Kamsalamander	10	18	15	27	7	13	24	43
Noordse woelmuis	9	30	0	0	8	27	13	43
Das	30	16	22	11	55	29	86	45
* Geelgors	574	13	591	14	1175	27	1947	45
Franjestaart	1	25		0	1	25	2	50
Otter	4	12	3	9	9	27	17	52
Alpenwatersalamander	5	11	11	24	4	9	2657	
Boomkikker	1	14	2	29	0	0	4	57
Waterspitsmuis	14	19	5	7	11	15	43	59
Vale vleermuis	0	0	1	13	2	25	5	63
* Patrijs	484	9	642	12	854	15	3597	65
* Grutto	418	6	716	10	1189	17	4666	67
Ingekorven vleermuis	0	0	0	0	0	0	1	100
Mopsvleermuis	0	0	0	0	0	0	1	100
Totaal	2 651		2 601		5 127		11 359	



## 3.2 De habitatanalyse met SHAPE

### 3.2.1 Oppervlakte habitat in de uitgangssituatie

Met het model SHAPE zijn geschikte habitats bepaald voor 11 modelsoorten. Alleen optimale habitats zijn bepaald. Tabel 9 geeft voor de uitgangssituatie een samenvattend overzicht van berekend geschikt habitat binnen en buiten de EHS in het SCN-gebied. Tabel 10 geeft een overzicht voor de afzonderlijke modelsoorten.

*Tabel 9 Samenvatting van de betekenis van de uitgangssituatie (1995) voor geschikt habitat van 11 doelsoorten met de toekomstige begrenzing en indeling van de provinciale EHS*

	Begeleid natuurlijk	Half natuurlijk	Multifunctioneel	Witte gebieden
Oppervlakte deelgebied	1650	1368	2709	11909
Alle habitats van alle soorten	3239	2219	4878	8283
Gemiddeld aantal cellen habitat per deelgebied	2	1,6	1,8	0,7
Aantal soorten met grootste verspreiding binnen een deelgebied (ongewogen)	4	0	2	3
Aantal soorten binnen of buiten de EHS	6 (70%)			3 (30%)

Er kunnen drie groepen soorten worden onderscheiden. Dit zijn allereerst de soorten met een verspreiding die vnl. buiten de EHS valt zoals geelgors, patrijs, grutto en das. Het zijn soorten van het agrarisch cultuurlandschap. De tweede groep bestaat uit soorten als boommarter, groene specht en otter. Deze soorten komen vnl. binnen de EHS voor met het accent op (toekomstige) multifunctionele gebieden zoals bossen en waterrijke gebieden. De laatste groep bestaat uit soorten die vrijwel exclusief binnen de EHS voorkomen, zoals adder, korhoen, tapuit en roerdomp. Dit zijn soorten van heide, moeras en hoogveen die vnl. beperkt zijn de (geplande) begeleide en halfnatuurlijke landschappen.

Tabel 10 Verdeling van oppervlakte geschikt habitat van enkele doelsoorten voor witte gebieden en begrensde provinciale EHS berekend voor de uitgangssituatie

	Begeleid natuurlijk		Half natuurlijk		Multi functioneel		Buiten EHS	
	cellen	%	cellen	%	cellen	%	cellen	%
Tapuit	246	60	40	10	122	30	0	0
Adder	227	54	58	14	137	33	0	0
Korhoen	208	54	58	15	123	32	0	0
Boommarter	438	27	266	16	912	56	0	0
Groene specht	454	27	267	16	951	57	0	0
Roerdomp	194	60	47	14	37	12	45	14
Das	589	12	796	16	1319	27	2271	46
Geelgors	333	19	208	12	322	19	863	50
Otter	293	27	99	9	134	12	581	53
Grutto	135	8	118	7	538	32	909	54
Patrijs	122	3	262	6	283	7	3614	84
Totaal	3239		2219		4878		8283	

Tabel 11 Samenvatting van de betekenis van de gerealiseerde EHS (2018) voor de oppervlakte geschikt habitat van 11 doelsoorten met de toekomstige begrenzing van de provinciale EHS

	Begeleid natuurlijk	Half natuurlijk	Multifunctioneel	Witte gebieden
Oppervlakte deelgebied	1650	1368	2709	11909
Alle habitats van alle soorten	5051	3276	7443	9188
Gemiddeld aantal cellen habitat per deelgebied	3,1	1,6	2,4	0,8
Aantal soorten met grootste verspreiding binnen een deelgebied (ongewogen)	4		2	5
Aantal soorten binnen of buiten de EHS	6 (65%)			5 (45%)

### 3.2.2 Oppervlakte habitat in de gerealiseerde EHS

Voor dezelfde groep soorten is de oppervlakte geschikt habitat bepaald na realisatie van de EHS. Een samenvatting van resultaten is weergegeven in tabel 11. In tabel 12 is dit voor de afzonderlijke soorten weergegeven. Ook hier blijkt de bijzondere betekenis van multifunctionele gebieden voor sommige soorten (grutto). Tabel 13 geeft het verschil in oppervlakte geschikt habitat weer tussen de uitgangssituatie en de EHS. Hieruit blijkt dat de oppervlakte geschikt habitat fors toeneemt door realisatie van de EHS. Voor enkele soorten neemt de oppervlakte geschikt habitat af. Dit wordt ondermeer veroorzaakt door bosontwikkeling in enkele gebieden met open graslanden, akker en moeras.

Tabel 12 Verdeling van oppervlakte habitat per hoofdgroep natuur voor de gerealiseerde EHS

	Begeleid natuurlijk		Half natuurlijk		Multifunctioneel		Buiten EHS	
	cellen	%	cellen	%	cellen	%	cellen	%
Korhoen	533	93	41	7	0	0	0	0
Tapuit	530	93	42	7	0	0	0	0
Adder	574	63	332	37	0	0	0	0
Boommarter	581	23	503	20	1392	56	0	0
Groene specht	616	25	524	22	1297	53	0	0
Roerdomp	383	71	109	20	0	0	44	8
Otter	535	30	131	7	550	31	582	32
Das	551	13	598	14	1317	31	1768	42
Geelgors	643	12	748	14	1724	32	2271	42
Grutto	0	0	185	10	764	41	909	49
Patrijs	106	3	63	2	399	10	3614	86
Totaal	5052		3276		7443		9188	

Tabel 13 Verschillen in oppervlakte geschikt habitat tussen de uitgangssituatie en na realisatie van de EHS

deelgebied	Uitgangssituatie		EHS		EHS-UIT	
	begrensd	wit gebied	begrensd	wit gebied	begrensd	wit gebied
geelgors	863	863	3115	2271	2252	1389
boommarter	1626	0	2476	0	850	0
otter	526	581	1216	582	690	1
adder	422	0	906	0	484	0
groene specht	1972	0	2437	0	465	0
roerdomp	278	45	492	0	214	-45
korhoen	389	0	574	0	185	0
tapuit	408	0	572	0	164	0
patrijs	667	3614	568	3614	-99	0
das	2704	2271	2466	1768	-238	-503
Totaal	10336	8283	15771	9188	5435	905

### 3.2.3 Versnippering van geschikt habitat

De oppervlakte geschikt habitat is een graadmeter die al een duidelijke indicatie geeft van de effecten van te realiseren plannen, i.c. de EHS. Met SHAPE wordt ook de omvang van gebieden met geschikt habitat bepaald en geclassificeerd. Dit levert een graadmeter op voor versnippering of ontsnippering van leefgebieden. Het betreft dus versnippering van (leef)gebieden en niet van (netwerk)populaties. SHAPE is immers niet gevoelig voor populatie-dynamische parameters (zoals geboorte, sterfte en dispersie). De omvang en kwaliteit van gebieden met geschikt habitat worden gebruikt om klassen met (deel)populaties te onderscheiden. Voor de grutto (tabel 14) en groene specht (tabel 15) zijn daarvan voorbeelden uitgewerkt. Ze illustreren de mogelijkheden van het gebruik van (deel)populaties om effecten van ont- en versnippering weer te geven. Voor de grutto is in figuur 4 het effect op de (deel)populaties weergegeven voor en na realisatie van de EHS in het SCN-gebied.

Tabel 14 Verdeling van (deel)populaties in km<sup>2</sup> van de grutto in de uitgangssituatie en na realisatie van de EHS in het SCN-gebied uitgesplitst naar EHS en witte gebieden

Klasse	Uitgangssituatie		Realisatie EHS	
	wit gebied	EHS	wit gebied	EHS
1-2 paar (1)	9	11	10	9
3-5 paar (2)	6	4	5	15
6-10 paar (3)	15	16	9	33
11-25 paar (4)	14	40	13	33
26-50 paar (5)	27	71	27	129
51-100 paar (6)	0	0	34	4
101-250 paar (7)	121	125	129	213
251-500 paar (8)	68	157	68	171
> 500 paar (9)	649	367	614	343
Totaal	909	791	909	950

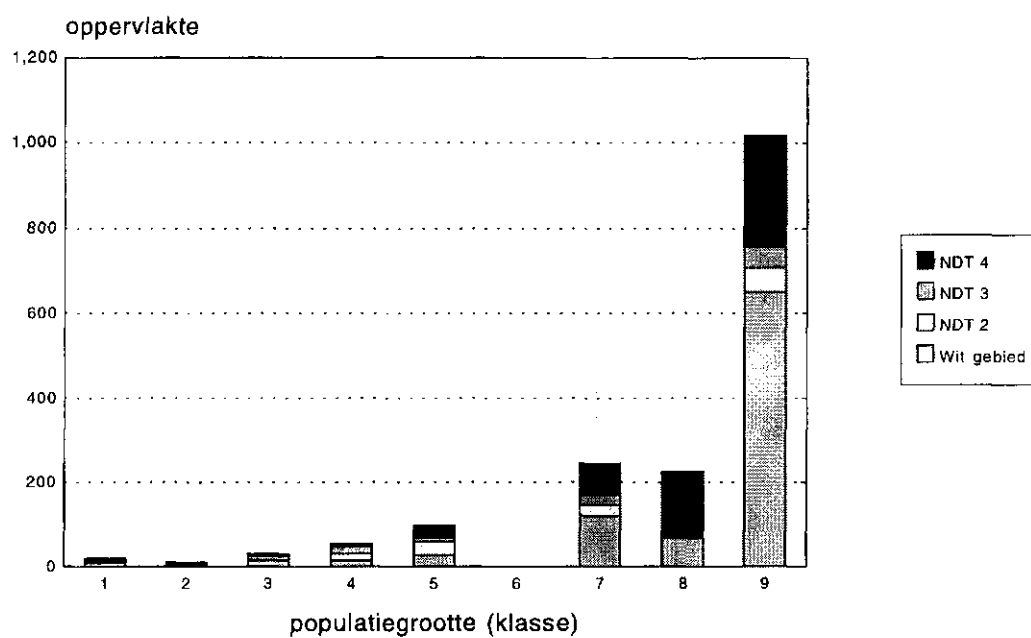
Uit tabel 10 blijkt dat 54% van de oppervlakte geschikt habitat voor de grutto in het witte gebied voorkomt. Dit betreft vooral grotere deelpopulaties (tabel 14). Na realisatie van de EHS neemt binnen de EHS-begrenzing de oppervlakte leefgebied sterk toe. Hoewel de oppervlakte geschikt habitat nu in het voordeel van de EHS uitvalt, nl. 51%, blijven de grootste (deel)populaties grotendeels buiten de EHS liggen (fig. 4). In de figuren 5 en 6 is resp. voor de uitgangssituatie en realisatie van de EHS aangegeven waar deze (deel)populaties zijn gelokaliseerd. Voor de groene specht speelt het witte gebied daarentegen nauwelijks een rol. In tabel 15 is te zien dat in de huidige situatie vooral grotere (deel)populaties (51-100 paar) voorkomen. Realisatie van de EHS levert meer van hetzelfde op, bijna een verdubbeling van de oppervlakte geschikt habitat.

Deze wordt vrijwel geheel toegedeeld aan grote deelpopulaties. Kleinere deelpopulaties nemen zelfs af, er treedt dus ontsnippering van leefgebied op. In de figuren 7 en 8 is de ruimtelijke verdeling van geschikt habitat van de groene specht weergegeven.

### **Kerngebied**

Voor doelsoorten zijn vuistregels opgesteld m.b.t. de grootte van kernpopulaties (Kalkhoven et al., 1995). Wanneer deze worden toegepast op gebieden met geschikt habitat kunnen voor afzonderlijke modelsoorten kerngebieden worden onderscheiden. Deze zijn groot genoeg voor vestiging van een (duurzame) kernpopulatie. Voor grutto en groene specht betreft dit gebieden die minimaal 20-25 paar bevatten. Uit tabel 14 en 15 blijkt dat in de uitgangssituatie al kerngebieden aanwezig zijn. Na realisatie van de EHS neemt de oppervlakte daarvan toe. Let wel: er is sprake van een gebiedsgerichte benadering die geen rekening houdt met netwerkpopulaties.

Grutto EHS/witte gebied  
uitgangssituatie



Grutto EHS/witte gebied  
Na realisatie EHS

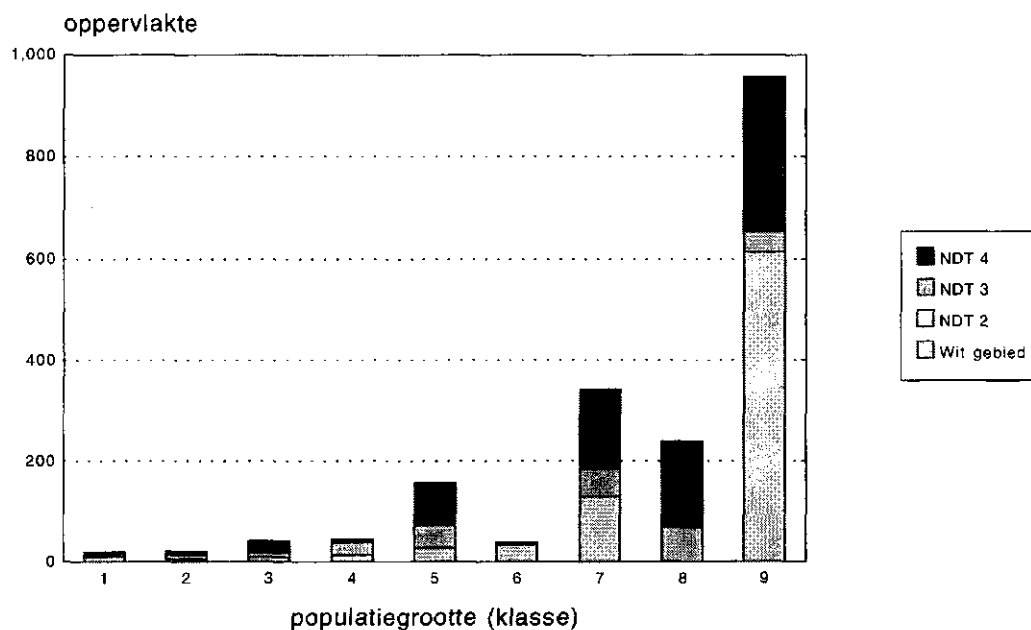












Fig. 4 Oppervlakte geschikt habitat van de grutto naar grootte van (deel)populaties voor de hoofdgroepen natuur (NDT) voor (boven) en na (onder) realisatie van de EHS in het SCN-gebied

# Grutto (huidig)

## (deel)populaties

-  rivieren
-  1- 2 paar
-  3- 5 paar
-  6- 10 paar
-  11- 25 paar
-  26- 50 paar
-  51-100 paar
-  101-250 paar
-  250-500 paar
-  > 500 paar

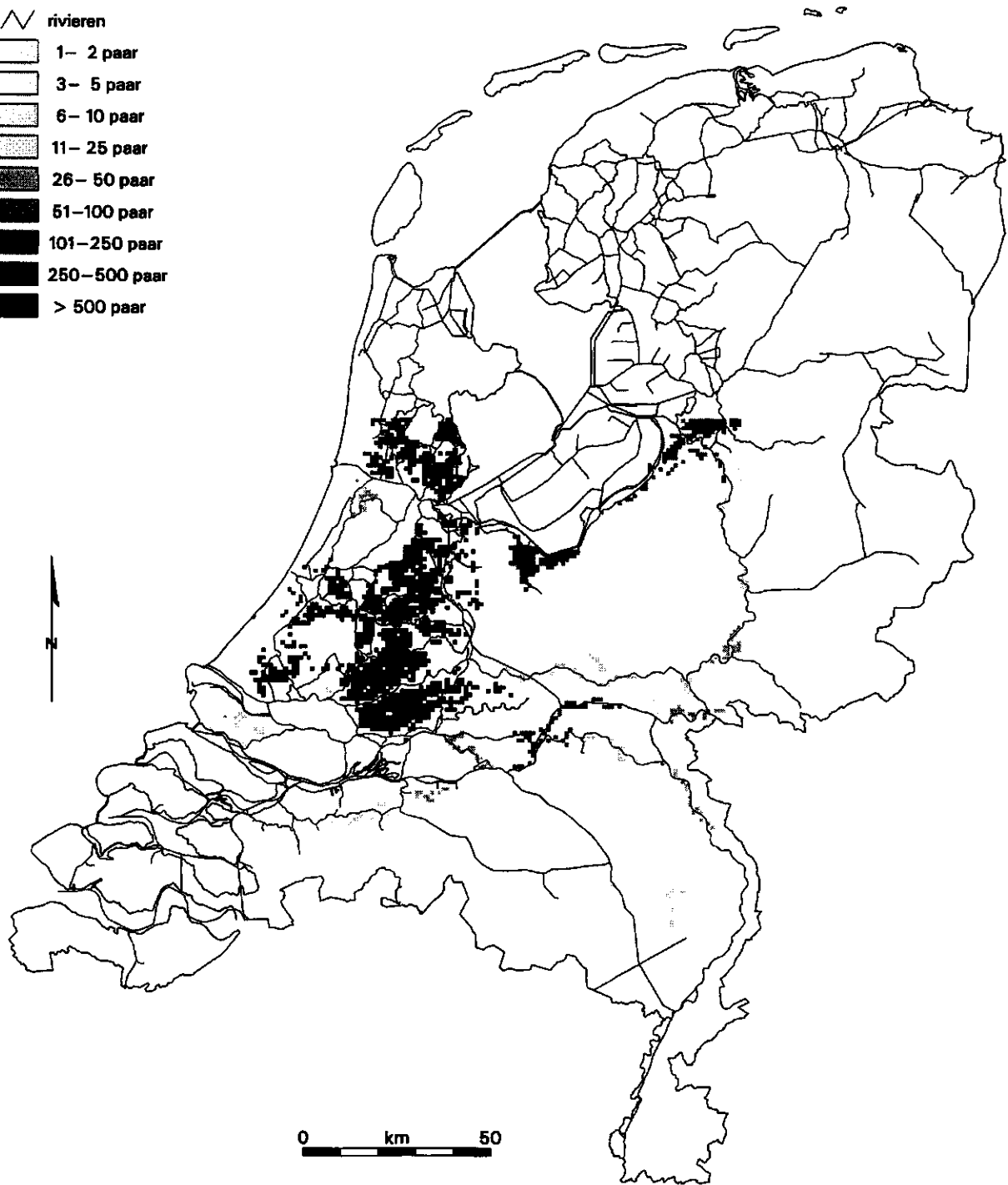


Fig. 5 Ruimtelijke verdeling van (deel)populaties van de grutto voor de uitgangssituatie in het SCN-gebied

# Grutto (EHS)

## (deel)populaties

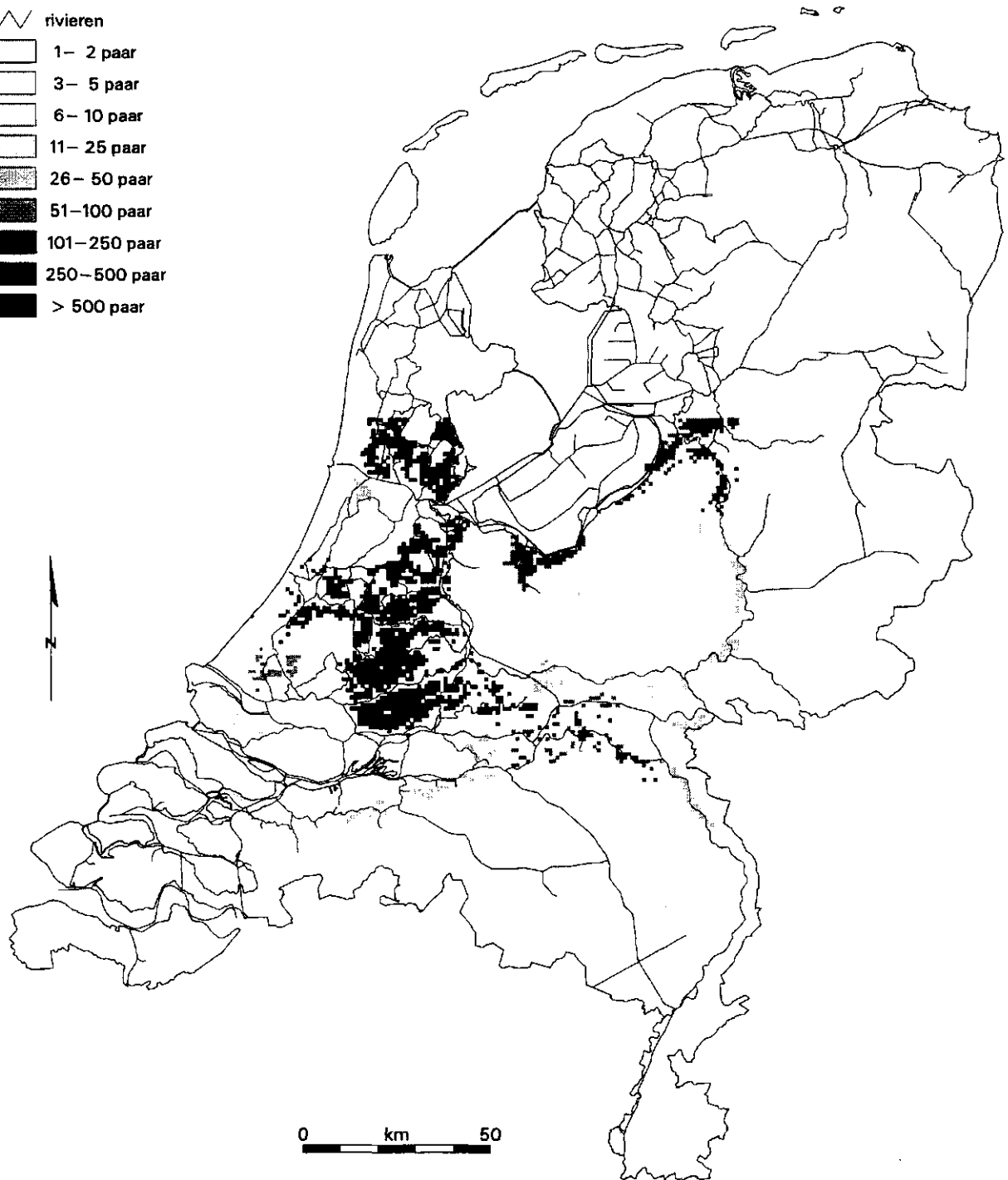
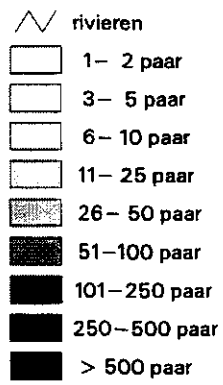
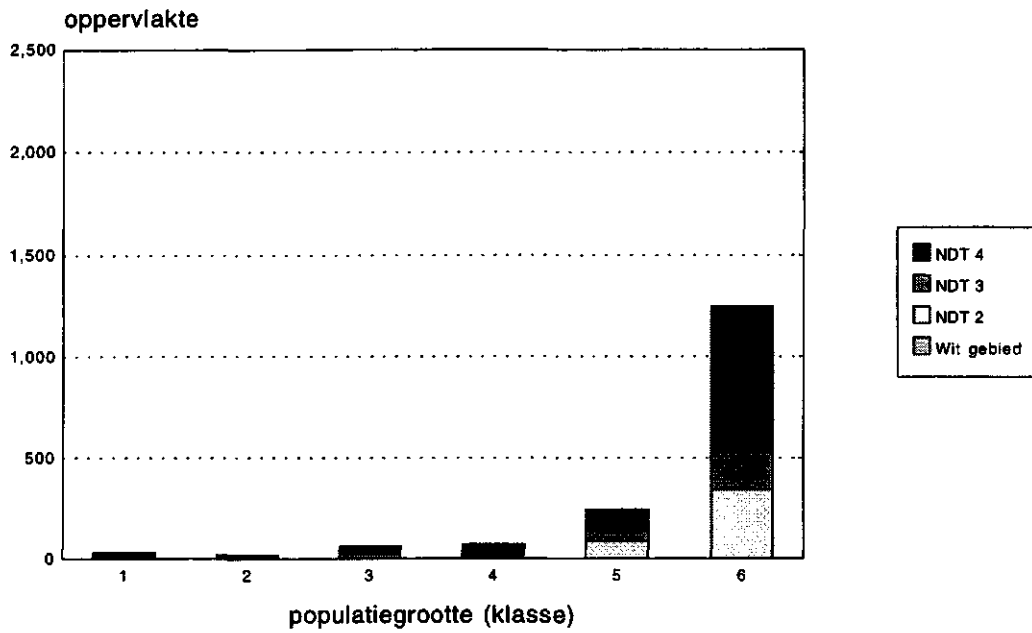


Fig. 6 Ruimtelijke verdeling van (deel)populaties van de grutto na realisatie van de EHS in het SCN-gebied



Groene specht EHS/witte gebied  
uitgangssituatie



Groene specht EHS/witte gebied  
Na realisatie EHS

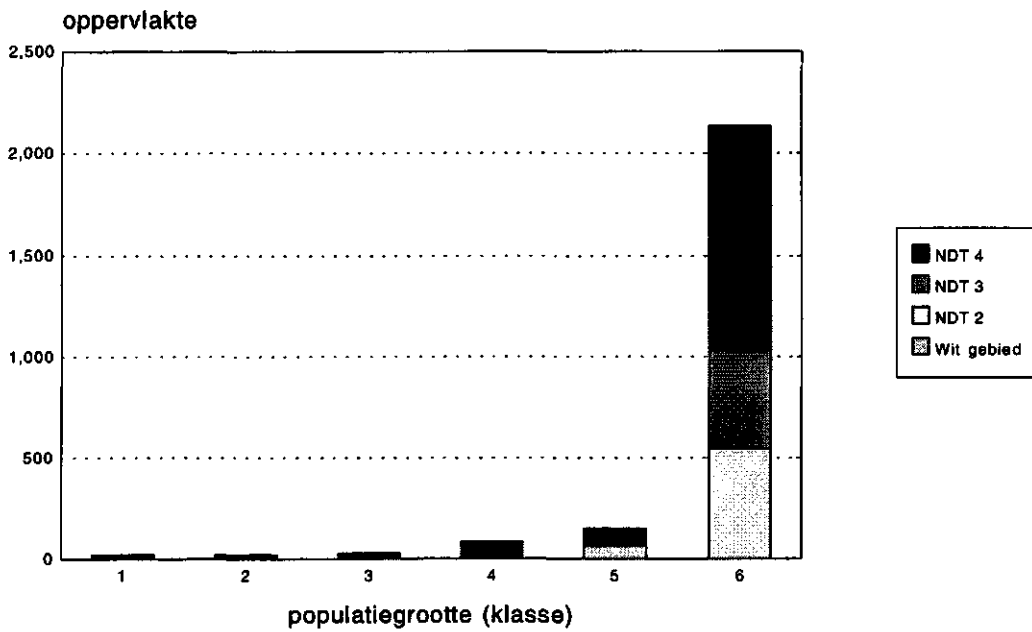


Fig. 7 Verdeling van geschikt habitat per (deel)populatie van de groene specht voor de hoofdgroepen natuur voor (boven) en na (onder) realisatie van de EHS in het SCN-gebied

# Groene specht (huidig)

(deel)populaties

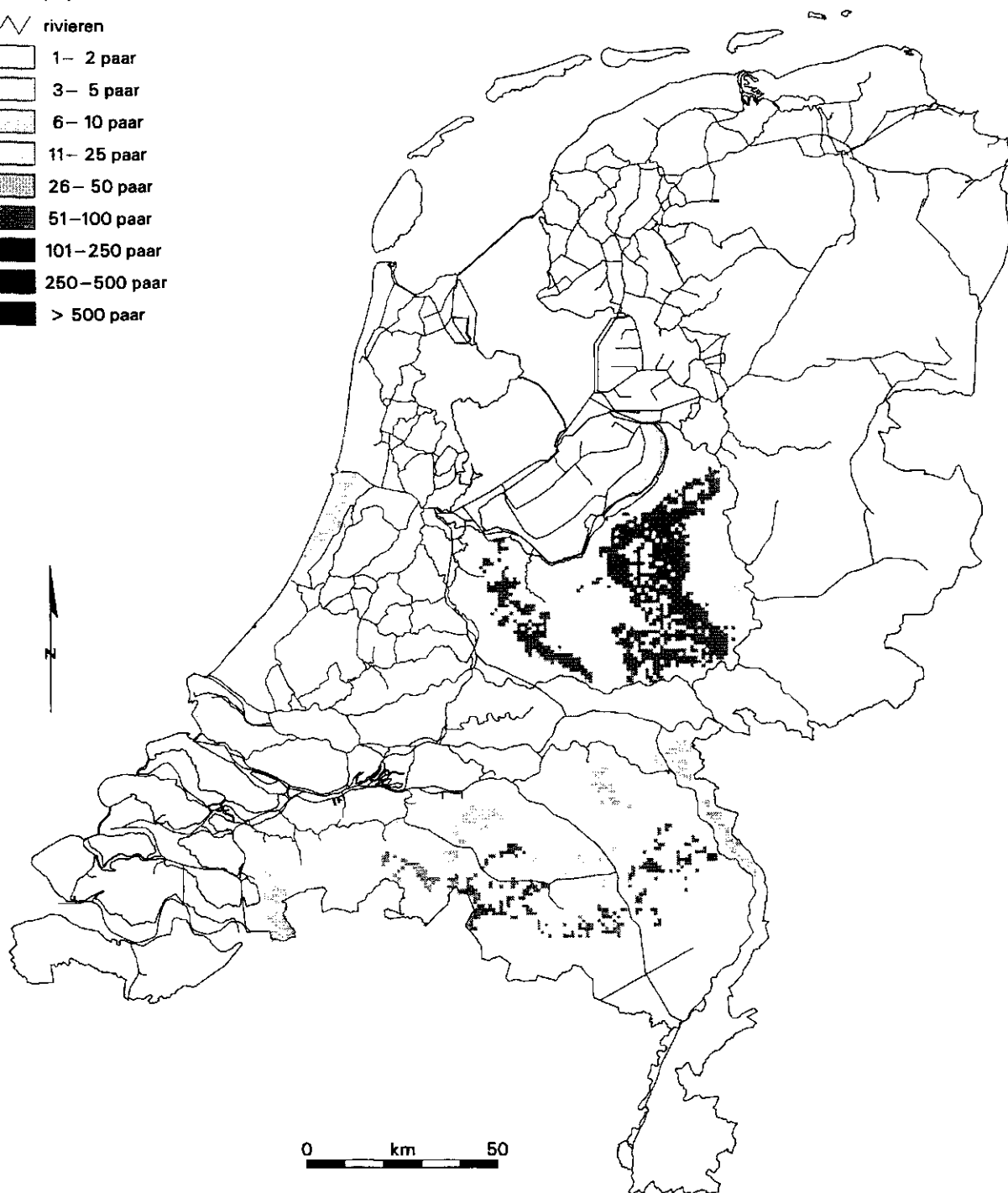
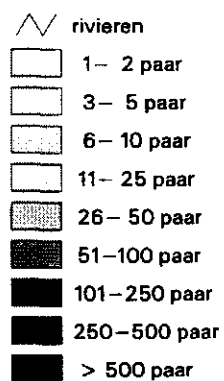


Fig. 8 Ruimtelijke verdeling van (deel)populatie van de groene specht voor de uitgangssituatie in het SCN-gebied

# Groene specht (EHS)

(deel)populaties

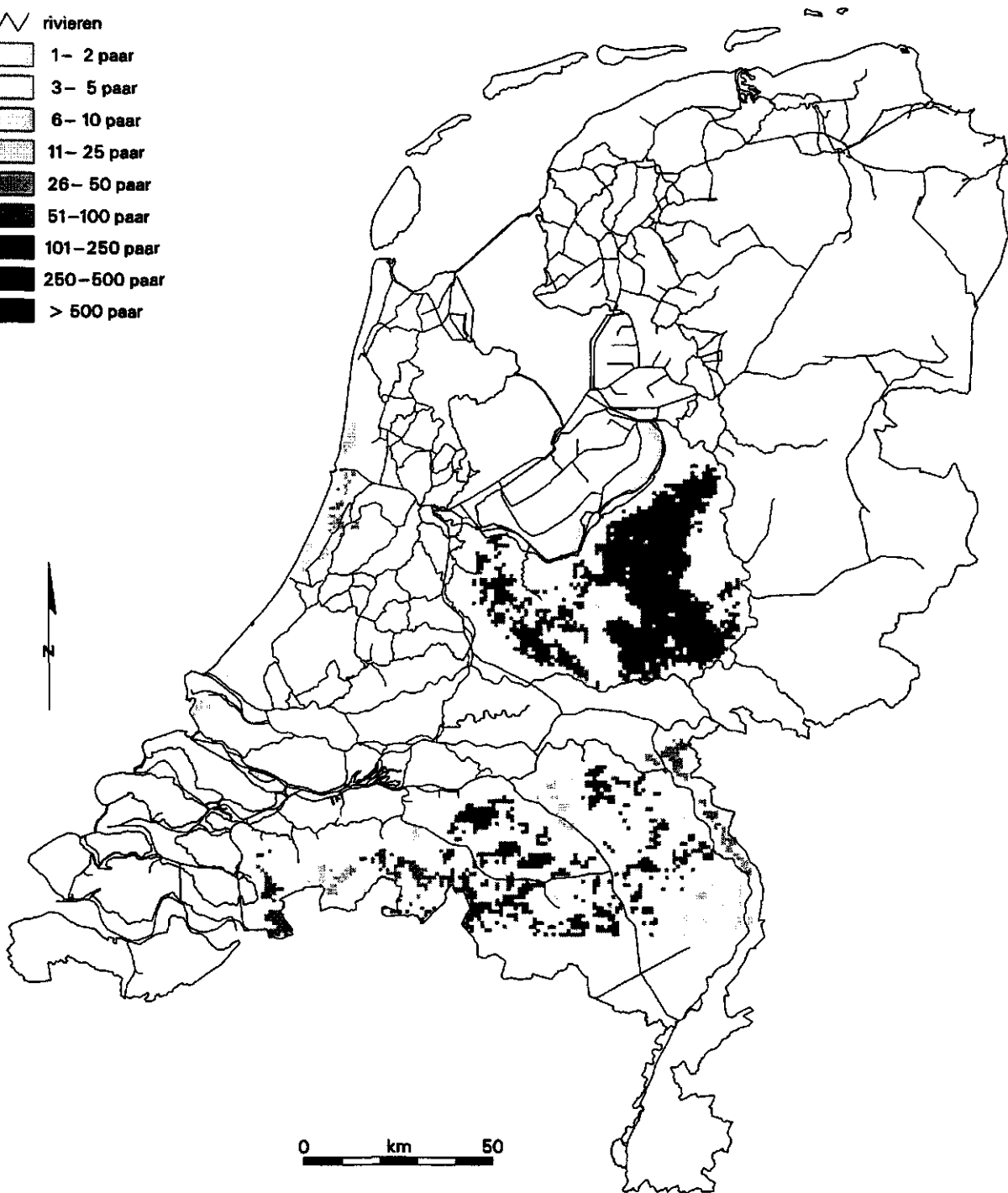
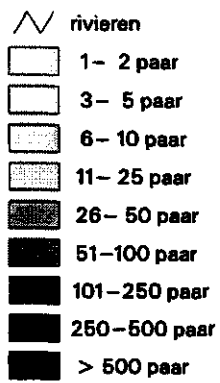


Fig. 9 Ruimtelijke verdeling van (deel)populatie van de groene specht voor de gerealiseerde EHS in het SCN-gebied

Tabel 15 Verdeling van (deel)populaties in km<sup>2</sup> van de groene specht in de uitgangssituatie en na realisatie van de EHS in het SCN-gebied

Grootte van deelpopulatie	Huidig	EHS
1-2 paar (1)	30	20
3-5 paar (2)	19	21
6-10 paar (3)	62	29
11-25 paar (4)	70	83
26-50 paar (5)	242	149
51-100 paar (6)	1249	2135

### Ecologisch rendement

Niet alle habitatplekken zijn als geschikt habitat te kwalificeren. Onder ecologisch rendement wordt verstaan het oppervlakteaandeel van een ingreep dat leidt tot toe- of afname van geschikt habitat. Wanneer na aanleg van 1000 ha bos ca. 500 ha geschikt habitat voor de boomklever wordt ontwikkeld bedraagt het ecologisch rendement voor de boomklever 50%. De tegenhanger van ecologisch rendement is ecologische schade. Deze wordt gedefinieerd als de mate waarin de ingreep negatieve effecten heeft op geschikt habitat. In dit voorbeeld zou de ecologische schade voor weidevogels bijv. 80% kunnen bedragen, mede door het uitstralend effect van bos. Ecologisch rendement of schade kan nog worden uitgesplitst naar effecten op (deel)populaties (fig. 10).

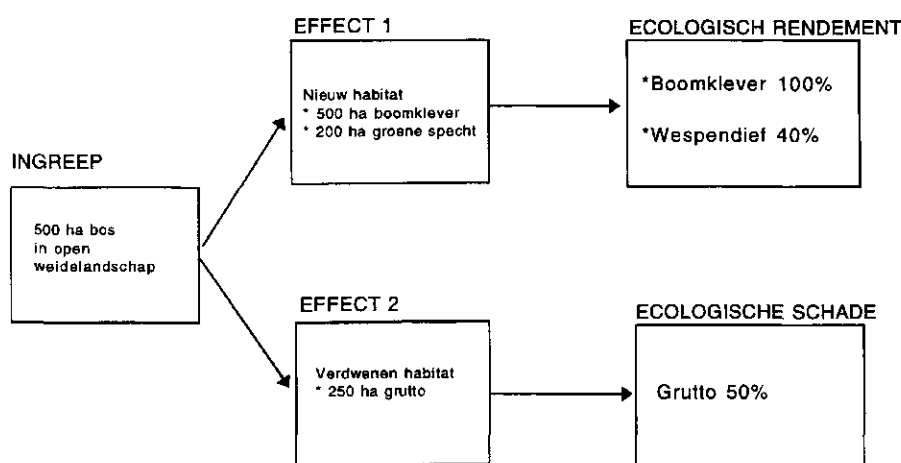


Fig. 10 Ecologisch rendement voor boomklever, groene specht en grutto na aanleg van bos in een open weidelandschap

Voor de groene specht is het begrip ecologisch rendement uitgewerkt naar effecten op (deel)populaties. Voor iedere (deel)populatieklasse is bepaald hoeveel geschikt habitat in de betreffende populatieklasse valt voor en na realisatie van de EHS. Op deze wijze kan voor iedere soort een profiel worden geschetst. Sterk versnipperde (deel)populaties laten een laag rendement zien in grote populatieklassen. Verhoging

van dit rendement treedt op wanneer 'nieuwe natuur' wordt toegeedeeld aan grotere populaties. Daarbij wordt uitgegaan van grote leefgebieden als optimum.

Uit tabel 16 blijkt dat voor de groene specht zowel de uitgangssituatie als de beoogde EHS een hoog rendement hebben. Een groot deel van het geschikte habitat komt immers ten goede aan grote (deel)populaties. Na realisatie van de EHS wordt dit aandeel nog vergroot. Ca. 88% van het potentiële habitat behoort tot een (deel)populatie die geschikt is voor meer dan 50 paar (kernegebied).

*Tabel 16 Ecologisch rendement voor bosvogels, uitgedrukt als het aandeel km-blokken met geschikt habitat dat kan worden toegeedeeld aan verschillende populatieklassen van de groene specht. In de uitgangssituatie is de oppervlakte geschikt habitat 1672<sup>2</sup> (=100%) en na realisatie van de EHS 2437 km<sup>2</sup> (=100%)*

	Uitgangssituatie	EHS
1 = 1-2 paar	98%	99%
2 = 3-5 paar	98%	99%
3 = 6-10 paar	97%	98%
4 = 11-25 paar	93%	97%
5 = 26-50 paar	89%	94%
6 = >50 paar	75%	88%

#### **Gevoeligheidsanalyse van de dataset**

Om een indruk te geven wat de invloed van de invoer op de resultaten is voor de groene specht met SHAPE een modellering uitgevoerd met twee datasets die sterk in detail verschillen. Hiervoor is gebruik gemaakt van het LGN-databestand. Voor simulatie van habitats is dit bestand omgezet naar grids van 250 x 250 m<sup>2</sup> en 1000 x 1000 m<sup>2</sup> met dominant loof- en naaldbos, en is op vergelijkbare wijze een simulatie van habitat van de groene specht uitgevoerd.

De totale oppervlakte geschikt habitat verschilt niet veel (< 10%) tussen een grof en fijn gridbestand, respectievelijk 1613 km<sup>2</sup> en 1707 km<sup>2</sup>. Dat is ook niet verwonderlijk. Waar in grove bestanden kleine oppervlaktes bos verdwijnen (onderschatting) door dominantieregels wordt er door dezelfde regels extra oppervlakte bos toegekend aan grids die slechts ten dele gevuld zijn met bos (50-100%). Deze 'compensatie' is echter afhankelijk van het schaalniveau en de ruimtelijke verdeling van het begroeiingstype. Voor sterk versnipperde begroeiingstypen (moeras, blauwgrasland e.d.) is het daarom van belang om gedetailleerde datasets te gebruiken. Veel belangrijker is het effect van gridgrootte op de indeling in populatieklassen. In figuur 11 is te zien dat grove bestanden kleinere deelpopulaties opleveren en gedetailleerde bestanden grotere. Dit wordt veroorzaakt doordat kleinere (bos)elementen bij grove grids verloren gaan vanwege dominantieregels (>50%). Bij fijne grids maken ze wel deel uit van de classificatie en worden er, bij dezelfde fusieafstanden, sneller (aaneengesloten) clusters gevormd. Voor vogels geldt dit overigens sterker dan voor zoogdieren, reptielen en amfibieën. Voor vogels worden immers grotere fusieafstanden gebruikt bij het vaststellen van clusters. Een nog veel groter effect op

versnippering treedt op door verschillen in fusieafstanden. Uit figuur 12 is het effect van verschillende fusieafstanden af te lezen. Daaruit blijkt dat de gebruikte fusieafstand van veel grotere invloed is op het ruimtelijk patroon dan de mate van detail van het databestand. Grotere fusieafstanden leiden tot sterke afname van kleinere deelpopulaties en toename van grote. Bij vergelijkende studies naar versnippering is dit minder bezwaarlijk dan bij het vaststellen van absolute versnipperingsnormen.

### Groene specht simulatie met 2 invoerbesteden

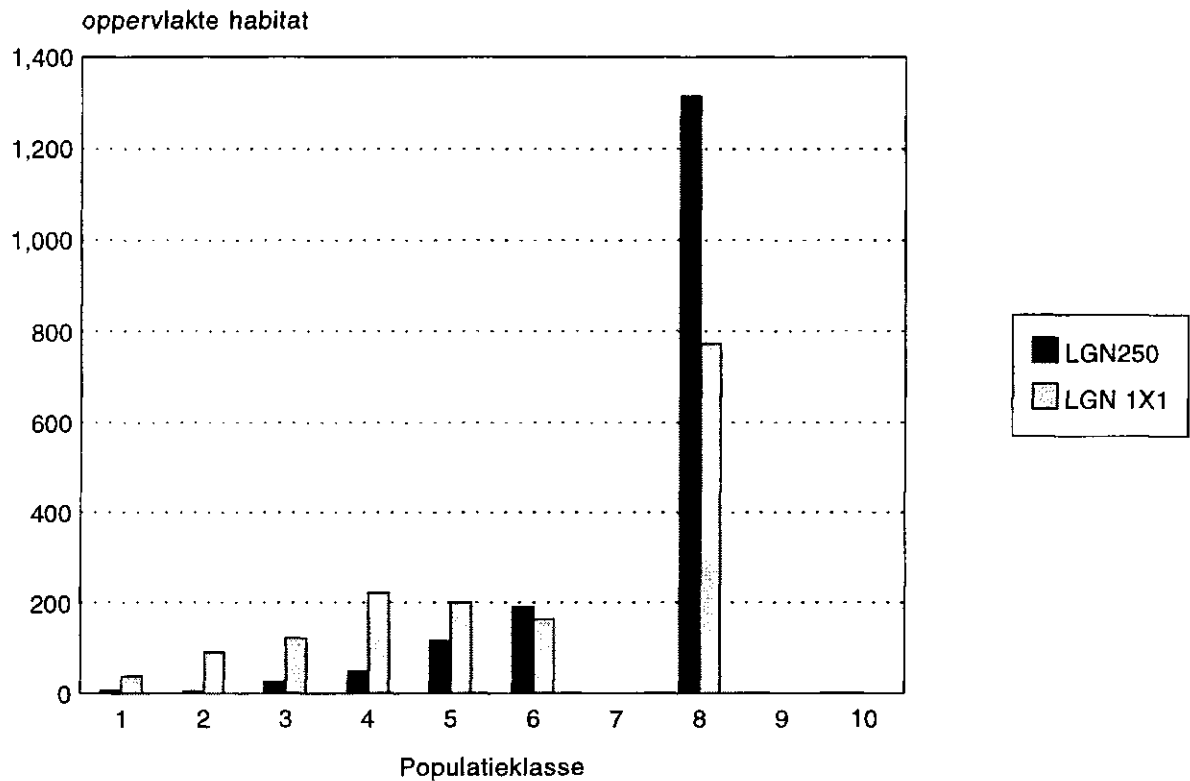


Fig. 11 Oppervlakte habitat per (deel)populatie van de groene specht met twee databestanden, nl. LGN2 1000 x 1000 m<sup>2</sup> en LGN2 250 x 250 m<sup>2</sup>

# Effect fusie-afstand op grootte deelpopulaties

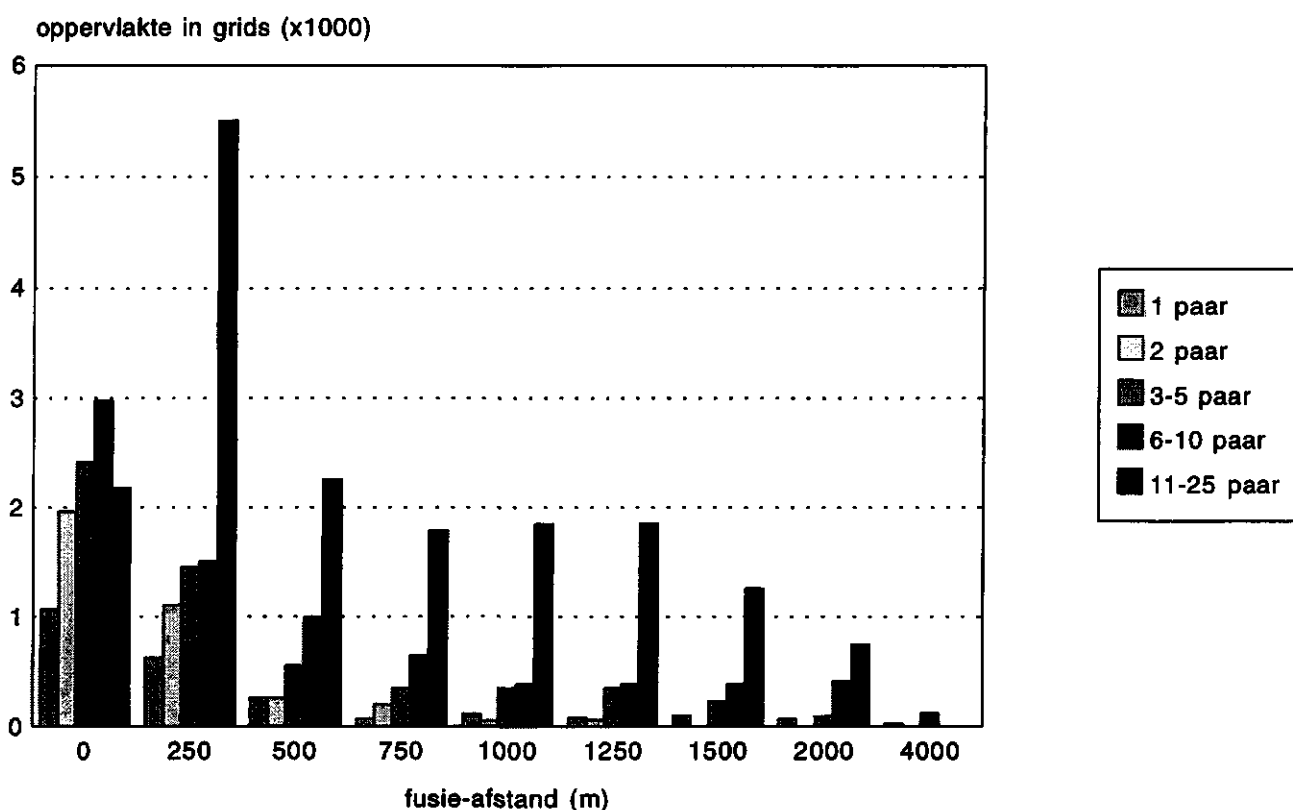


Fig. 12 Oppervlakte geschikt habitat per (deel)populatie bij gebruik van verschillende fusieafstanden bij de groene specht. Alleen kleine (deel)populaties (< 25 paar) zijn afgebeeld

## 3.3 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR

### 3.3.1 Het Decision Support System LARCH

Als illustratie van de LARCH-benadering is er een habitatkaart gemaakt voor de groene specht. Een selectie van substraat en begroeiingstype per gridcel leverde een potentiële habitatkaart, overeenkomstig de SHAPE-benadering. Vervolgens zijn aan alle combinaties dichtheden toegekend. Gridcellen die aan elkaar grenzen zijn geclusterd en de aantallen per cluster zijn gebruikt voor de kernpopulatie- en netwerkafgrenzing.

Uit de resultaten blijkt dat er zowel in huidige situatie (fig. 13) als na uitvoering van de EHS (fig. 14) grote netwerken voorkomen binnen het studiegebied. Er zijn drie netwerken onderscheiden op basis van fusieafstanden. Deze netwerkfusie-afstanden zijn gebaseerd op de dispersie van de groene specht. Alle drie de netwerken kunnen duurzame populaties ondersteunen.

## Groene specht na realisatie van de EHS

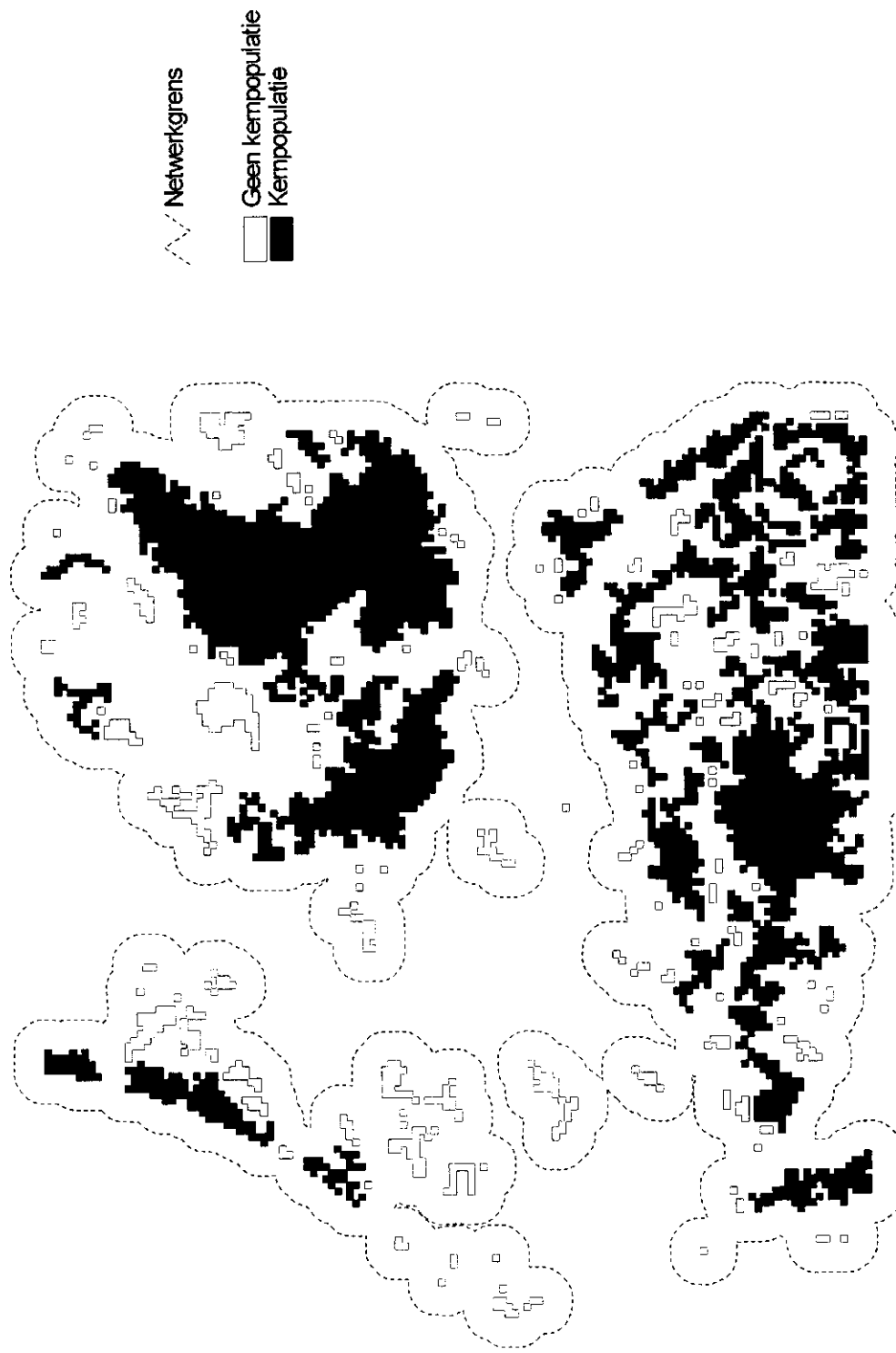


Fig. 13 Netwerkaart voor de groene specht in het SCN-gebied in de huidige situatie. Weergegeven is een afgrenzing van de drie habitatnetwerken (omlijning) en een weergave van de gridcellen die tot een kernpopulatie behoren



## Groene specht in de huidige situatie



Fig. 14 Netwerkaart voor de groene specht in het SCN-gebied na EHS realisatie. Weergegeven is een afgrenzing van de drie habitatnetwerken (omlijning) en een weergave van de gridcellen die tot een kernpopulatie behoren

Binnen de netwerken liggen een groot aantal kernpopulaties. De realisatie van de EHS zal nauwelijks enige invloed hebben op de duurzaamheid van de groene specht in het studiegebied. Daarnaast treedt er ook geen verbetering op van het ecologische netwerk omdat het aantal kernpopulaties vrijwel gelijk blijft (zie tabel 17). De verdeling binnen/buiten en verdeling over de verschillende hoofdgroepen ondergaat wel enige verandering. Het percentage buiten de EHS neemt duidelijk af (fig. 15).

Tabel 17 De oppervlakte habitat van de groene specht in km<sup>2</sup> verdeeld over kerngebied en geen kerngebied in de huidige situatie en na realisatie EHS

	Kerngebied	Geen kerngebied
Huidige situatie	2660	984
Na realisatie EHS	2813	972

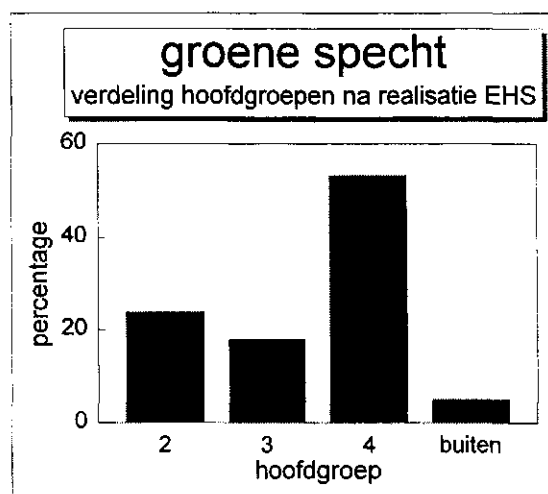
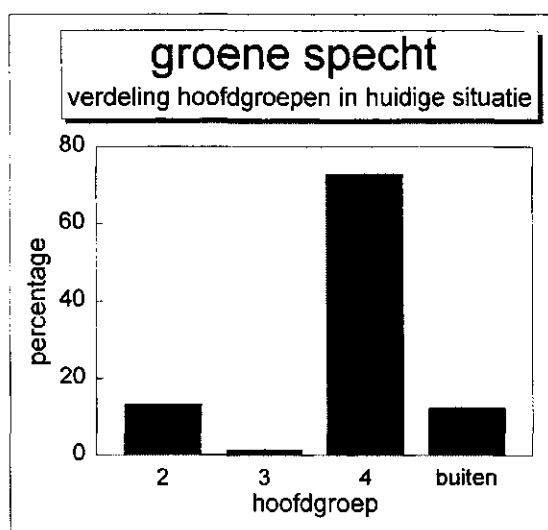


Fig. 15 Verdeling van voorspelde aantallen van de groene specht per hoofdgroep natuur (NDT) in gebieden buiten de EHS voor het SCN-gebied. Boven: Huidige situatie, onder: Na realisatie van de EHS

Terwijl in de huidige situatie het merendeel van de populatie in de NDT hoofdgroep IV voorkomt zal na realisatie van de EHS een flink deel van de populatie in de NDT hoofdgroepen II en III voorkomen.

Afsluitend kan gesteld worden dat op vrij eenvoudige wijze de duurzaamheid van populaties in de huidige situatie en na realisatie van de EHS is te evalueren. De belangrijkste aspecten daarbij zijn de grootte van het netwerk en de aanwezigheid van kernpopulaties. Alhoewel het een eerste grove verkenning betreft kan voorzichtig gesteld worden dat voor vrij algemene bossoorten zoals de groene specht er geen grote veranderingen worden verwacht door realisatie van de EHS. Verder zal ook het witte gebied voor dieren gebonden aan bos geen grote rol spelen.

### **3.3.2 Het ruimtelijk populatiemodel METAPHOR**

#### ***Evaluatie van het voorkomen van de roerdomp***

Zowel voor de huidige situatie als voor realisatie van de EHS is met behulp van het simulatiemodel METAPHOR nagegaan waar zich duurzame populaties van de roerdomp bevinden. Duurzame gebieden zijn hier gedefinieerd als gebieden waar een hoge kans op voorkomen geldt (>95%) en waar minimaal 5 paren voorkomen. Uit figuur 16 en 17 blijkt dat er na realisatie van de EHS meer duurzame populaties zullen voorkomen dan in de huidige situatie. Samenhangend daarmee zal ook het verwachte aantal paren toenemen. Blijkbaar weegt de afname in het rietpercentage (door verwachte overgang naar een meer natuurlijk beheer) niet op tegen de toename in oppervlakte moeras. De EHS-situatie levert grotere moerassen op die voor het merendeel gelegen zijn in of vlak in de buurt van al bestaande grote moerassen. Hierdoor kan de roerdomp in deze gebieden in grotere aantallen voorkomen (fig. 18). De verzadiging t.o.v. de maximale draagkracht neemt toe. Het lijkt erop dat de EHS een betere netwerksituatie oplevert voor deze soort. Ook uitgedrukt in oppervlakte ziet men hetzelfde beeld. Het aantal hectaren geschikt habitat met een grote duurzaamheid neemt toe, het aantal hectaren met een zeer lage kans op voorkomen neemt sterk af (fig. 19 en 20).

De LARCH-benadering van de habitatkaart voor de roerdomp (fig. 19 en 20) geeft een vergelijkbaar beeld. In de huidige situatie zijn 4 kerngebieden te onderscheiden. Na realisatie van de EHS neemt dit aantal toe tot 7, alleen geconcentreerd in de as Zuidwest-Noordoost-Nederland.

#### ***Gevoeligheid invoerparameters***

Om na te gaan wat de gevoeligheid is van de uitspraken bij een andere invoerdataset is het polygonendatabestand vergeleken met een vergrid bestand waarbij alleen dominante habitatgrids meedoen (> 30 ha). Bovendien is dit nog eens vergeleken met een situatie waarbij ervan wordt uitgegaan dat deze grids voor 100% uit dat dominante habitattype bestaan (100 ha).

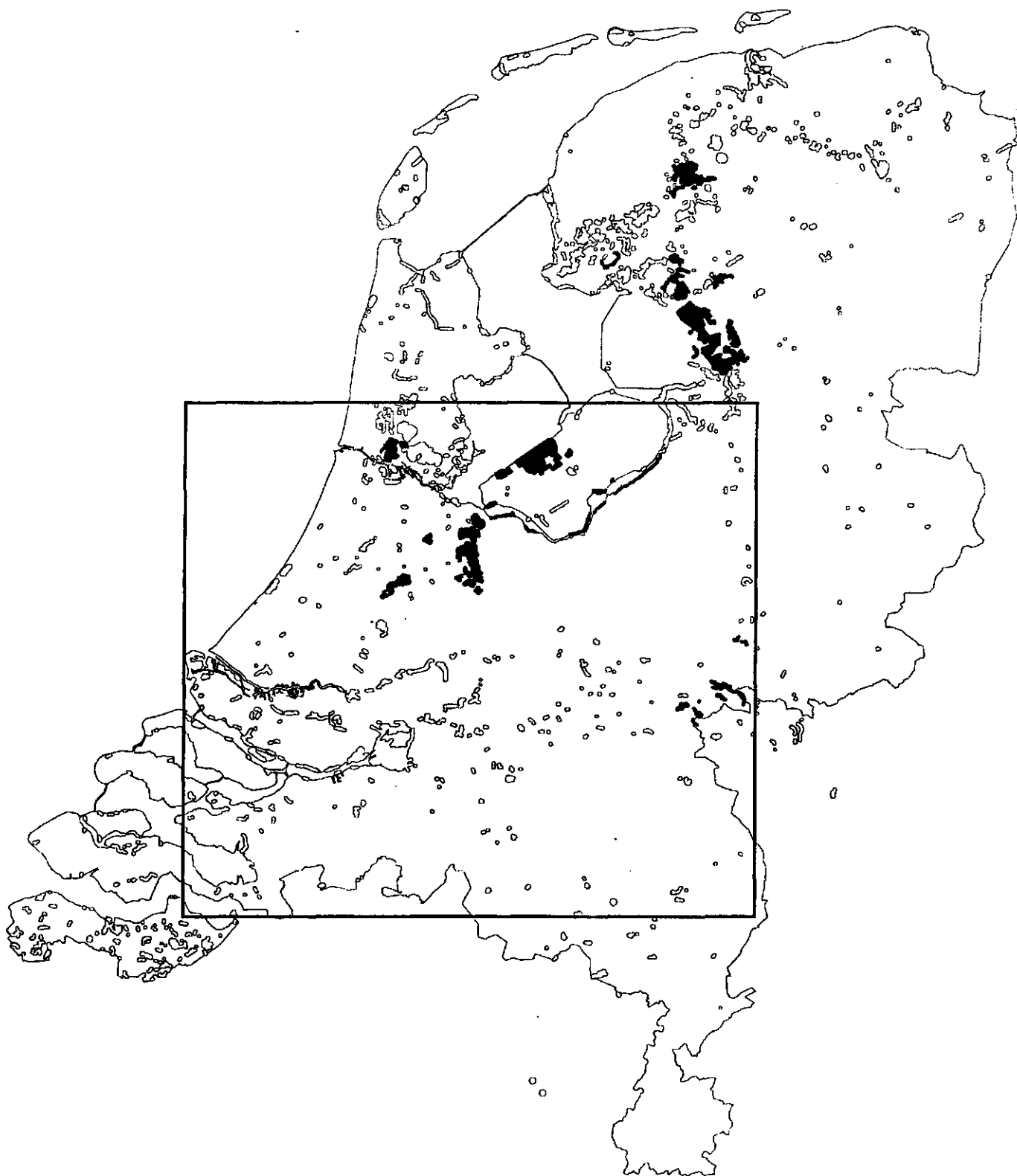
Het blijkt dat het aantal habitatplekken dat met de >30 ha-invoer (fig. 21 en 22) en 100 ha-invoer (fig. 23 en 24) wordt gegenereerd veel kleiner is dan bij het polygonenbestand. Dat is niet verwonderlijk, aangezien er zeer veel kleine moerassen zijn in Nederland. De totale oppervlakte riet en daarmee ook de draagkracht is veel lager bij de gridinvoerdata (fig. 25).

Opvallend is de EHS-situatie bij de gridinvoerdata. Terwijl bij de polygonenanalyse de situatie voor de roerdomp na uitvoering van de EHS sterk lijkt te verbeteren, is er bij de beide andere analyses sprake van een achteruitgang van de Roerdomp (fig. 25 en 18). De vermindering van het percentage geschikt riet wordt niet gecompenseerd door een hogere verzadiging. Opgemerkt dient te worden dat de oppervlakte geschikt habitat wel sterker is teruggelopen (fig. 25). Het door deze gridbenaderingen gegenereerde habitatbeeld is voor de roerdomp waarschijnlijk te versnipperd, waardoor zelfs grote populaties een lage verzadiging hebben.

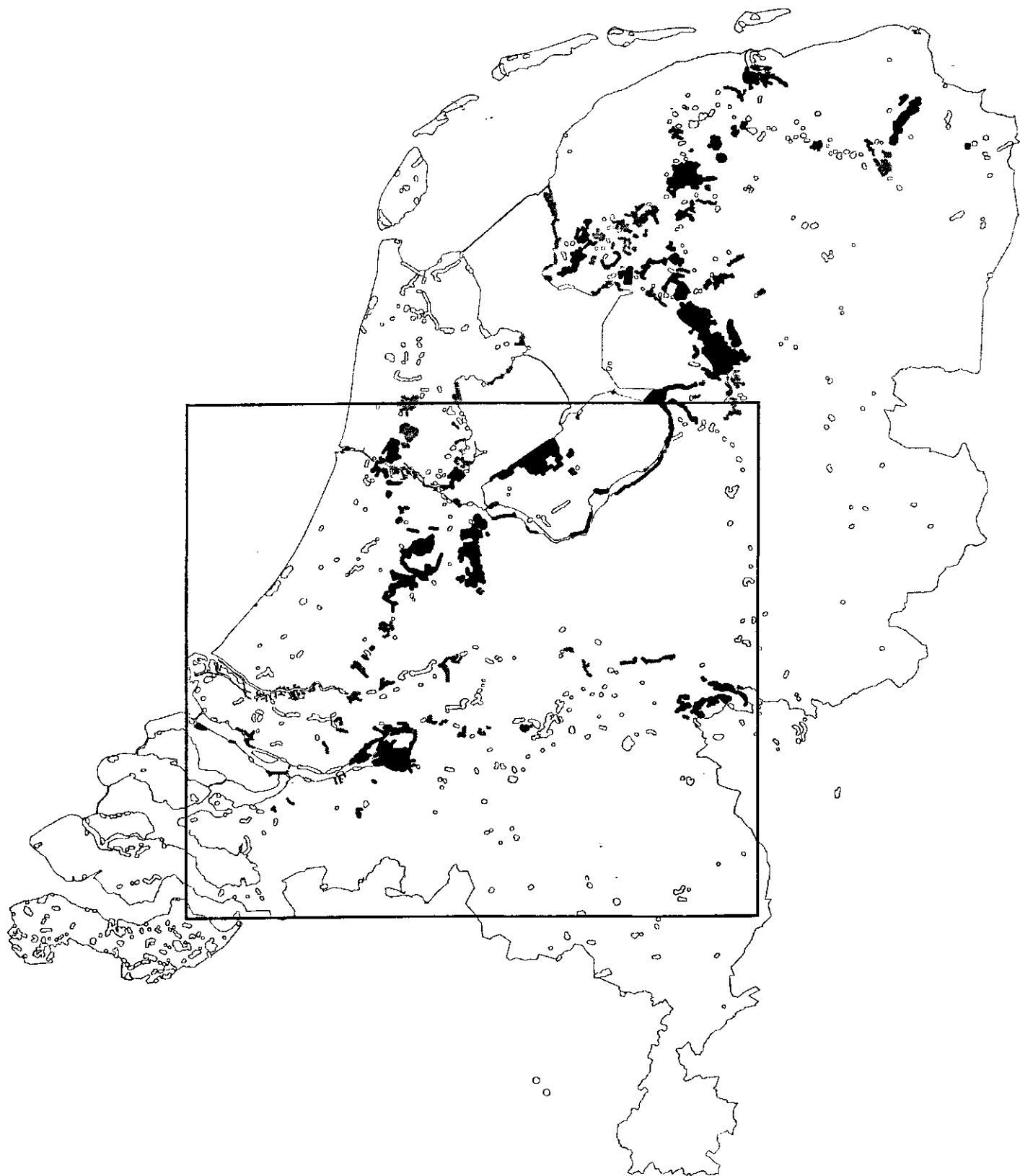
Afsluitend kan gesteld worden dat uit de analyse met METAPHOR blijkt dat behalve oppervlakte ook de ruimtelijke configuratie van habitatplekken een grote rol speelt bij de verwachte duurzaamheid van een populatie. De met het model voorspelde veranderingen liggen in dezelfde lijn als de veranderingen die met een LARCH benadering worden verkregen, er is echter een veel grotere mate van detail mogelijk. Binnen het project Natuurverkenningen '97 (Farjon et al., 1997) zijn enkele simpele maten ontwikkeld waardoor de uitkomsten van LARCH in nog hogere mate overeenstemmen met de METAPHOR resultaten.

Tevens kan gesteld worden dat het gebruik van grove datasets bijvoorbeeld met dominante begroeiingstypen, tot zeer afwijkende uitspraken kan leiden. Voor soorten waarvoor de ruimtelijke configuratie van het habitat van groot belang is (zoals de roerdomp) kan zelfs in relatieve zin slechts moeilijk een correcte uitspraak worden gedaan. Daarbij speelt ook een belangrijke rol dat het gekozen habitattype (rietmoeras) op de eerste plaats vaak in kleine oppervlakten en in tweede plaats vaak in lijnvormige elementen voorkomt, zodat het habitatbeeld dat door vergridding met dominante typen wordt gegenereerd waarschijnlijk wat meer afwijkt van de werkelijkheid dan bij andere habitattypen (zoals bos). In andere studies is hier in meer detail naar gekeken (Farjon et al., 1997).

Afsluitend kan gesteld worden dat op vrij eenvoudige wijze de duurzaamheid van populaties in de huidige situatie en na realisatie van de EHS is te evalueren. De belangrijkste aspecten daarbij zijn de grootte van het netwerk en de aanwezigheid van kernpopulaties. Alhoewel het een eerste grove verkenning betreft kan voorzichtig gesteld worden dat voor vrij algemene bossoorten zoals de groene specht er geen grote veranderingen worden verwacht door realisatie van de EHS. Verder zal ook het witte gebied voor dieren gebonden aan bos geen grote rol spelen.



*Fig. 16 Weergave van de resultaten van een analyse met METAPHOR in de huidige situatie. Voorkomen van de roerdomp op basis van een habitatkaart met moeraspolygonen. In zwart: duurzame populaties, grijs: bijna duurzaam en wit: niet duurzaam*



*Fig. 17 Weergave van de resultaten van een analyse met METAPHOR na realisatie van de EHS. Voorkomen van de roerdomp op basis van een habitatkaart met moeraspolygonen. In zwart: duurzame populaties, grijs: bijna duurzaam en wit: niet duurzaam*

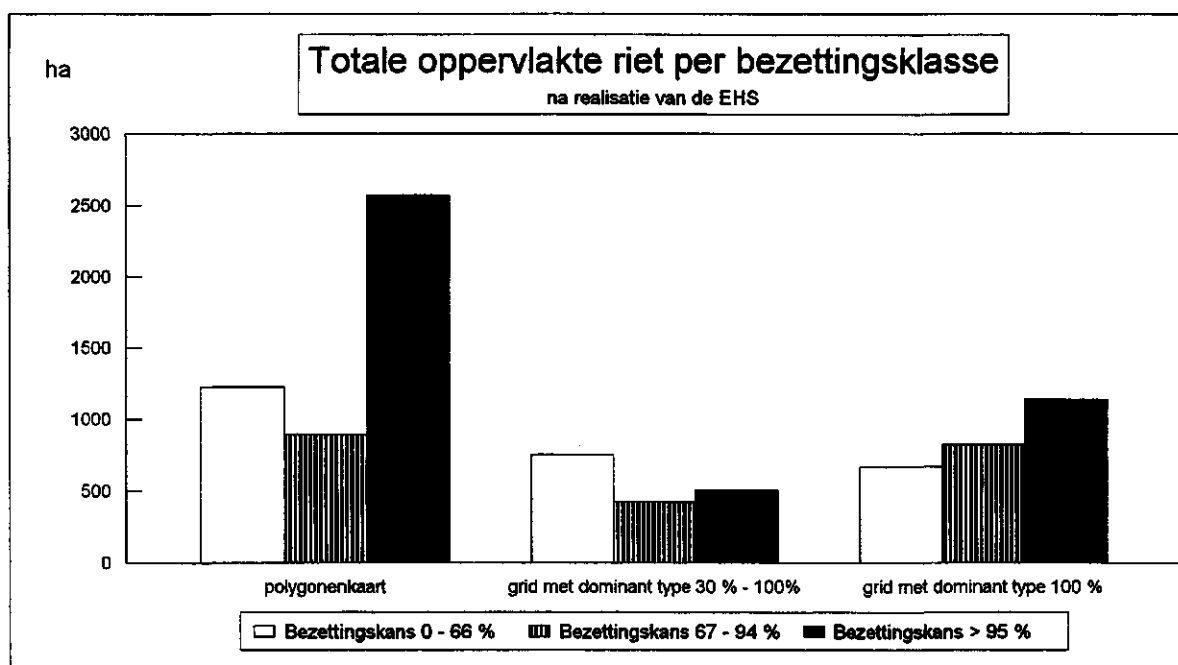
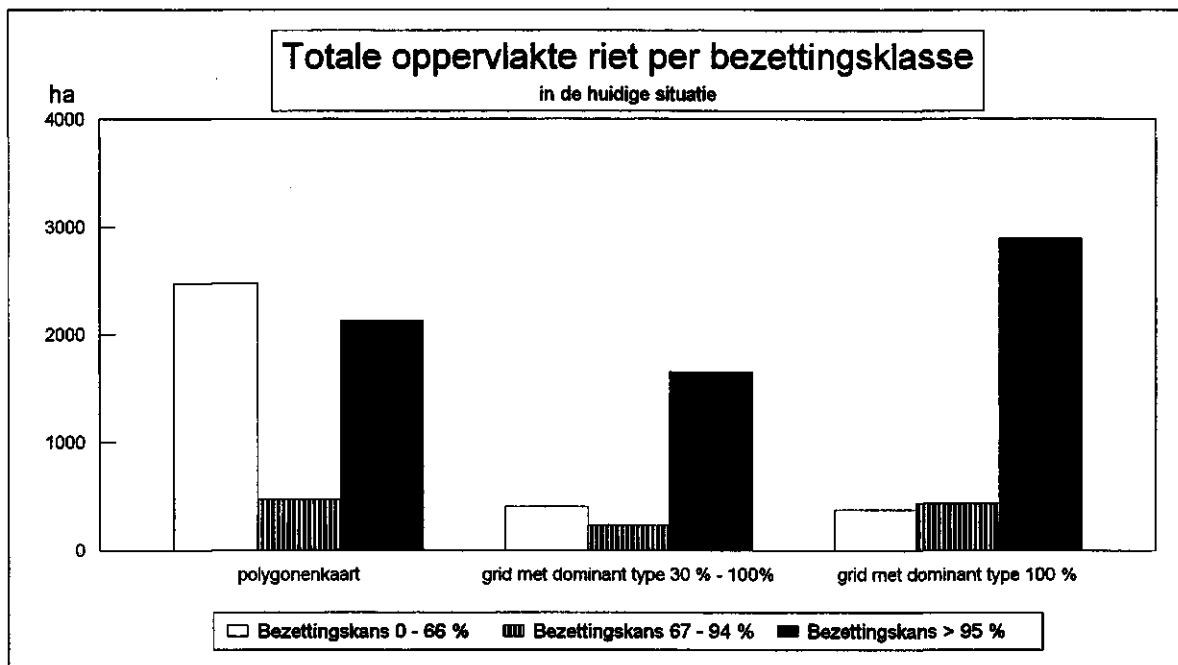
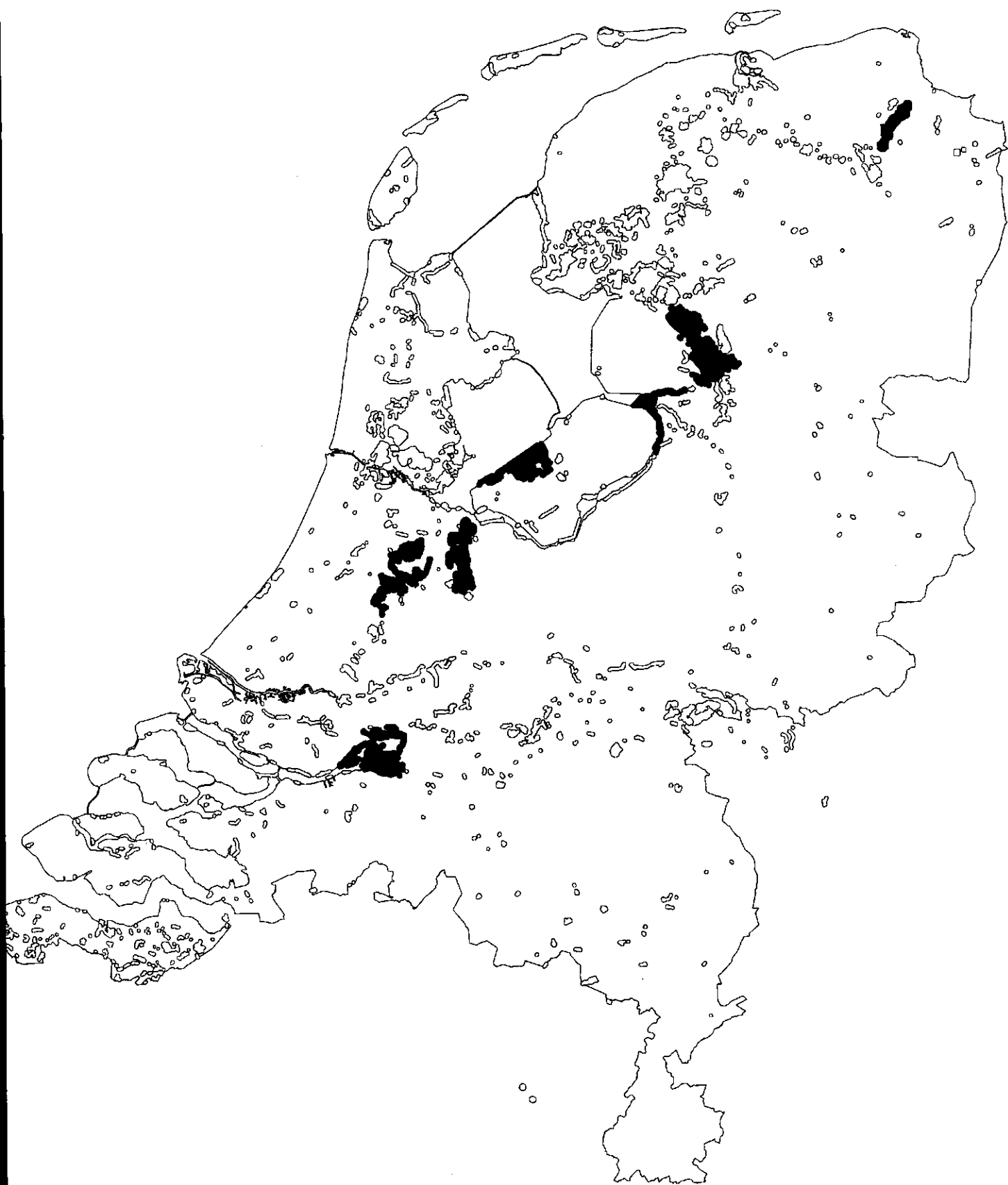


Fig. 18 Verdeling van oppervlakten met verschillende duurzaamheidsklassen, gebaseerd op bezettingspercentage voor polygoonbestand en gridbestand met dominante typen >30 ha en dominante typen = 100 ha. Boven: Huidige situatie, onder: Na realisatie EHS



*Fig. 19 Moerasgebieden die volgens de LARCH-benadering in de huidige situatie een duurzame populatie opleveren*





*Fig. 20 Moerasgebieden die volgens de LARCH-benadering na realisatie van de EHS een duurzame populatie opleveren*

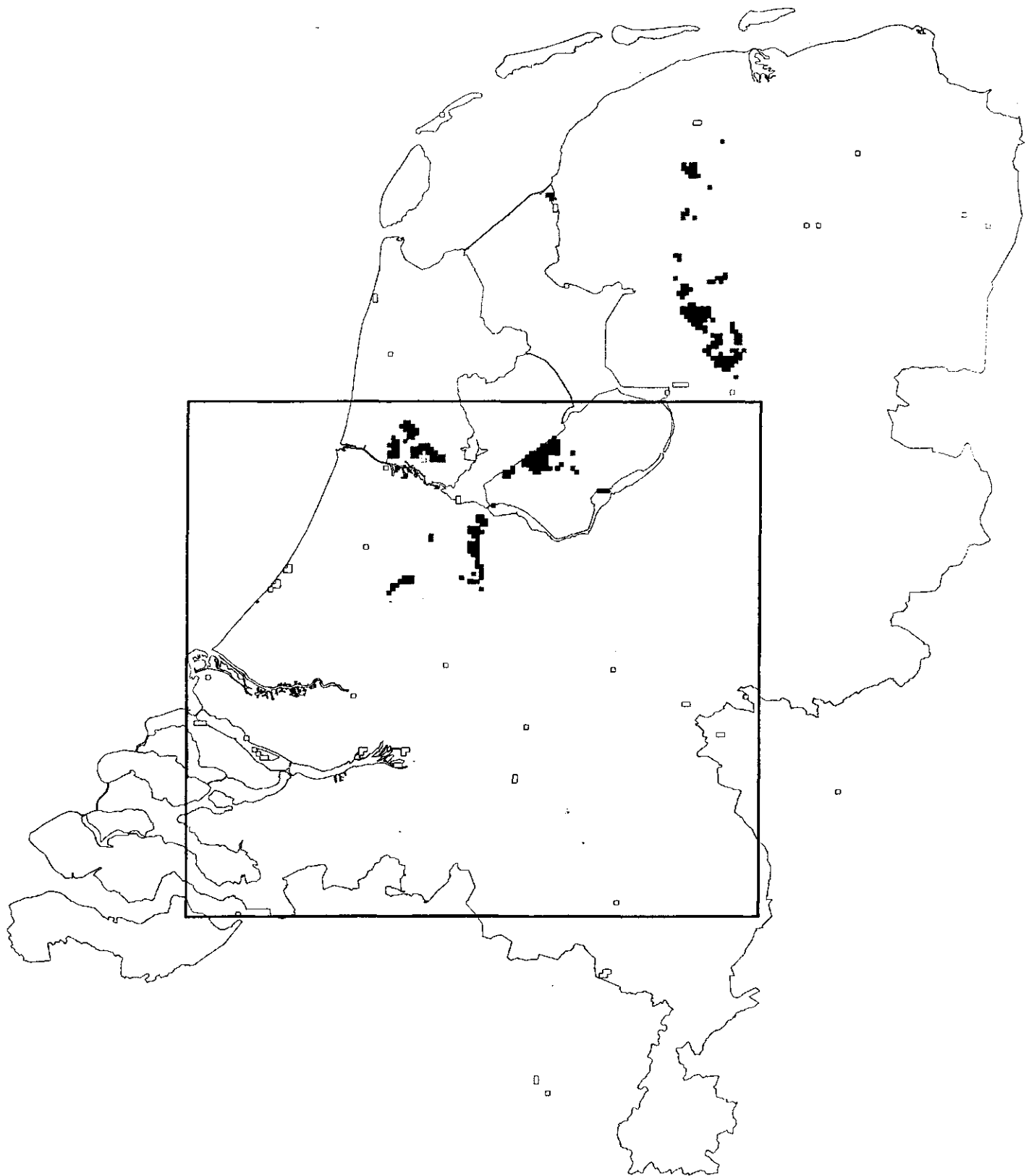


Fig. 21 Weergave van de resultaten van een analyse met METAPHOR in de huidige situatie. Voorkomen van de roedomp op basis van grids van 1 x 1 km<sup>2</sup> van een dominant type >30%. In zwart: duurzame populaties, grijs: bijna duurzaam en wit: niet duurzaam

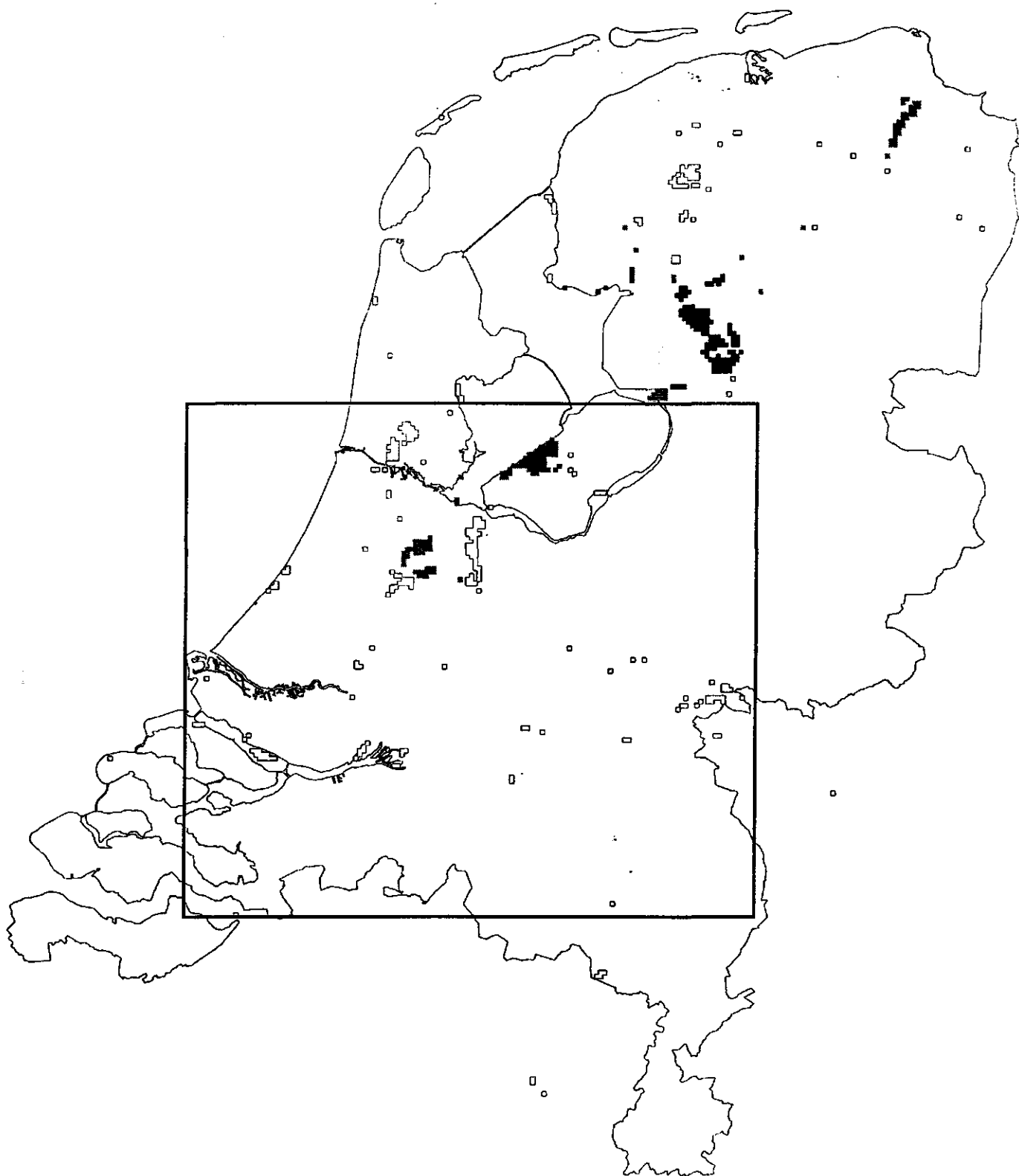


Fig. 22 Weergave van de resultaten van een analyse met METAPHOR in de huidige situatie. Voorkomen van de roerdomp op basis van grids van 1 x 1 km<sup>2</sup> van een dominant type >30%. In zwart: duurzame populaties, grijs: bijna duurzaam en wit: niet duurzaam

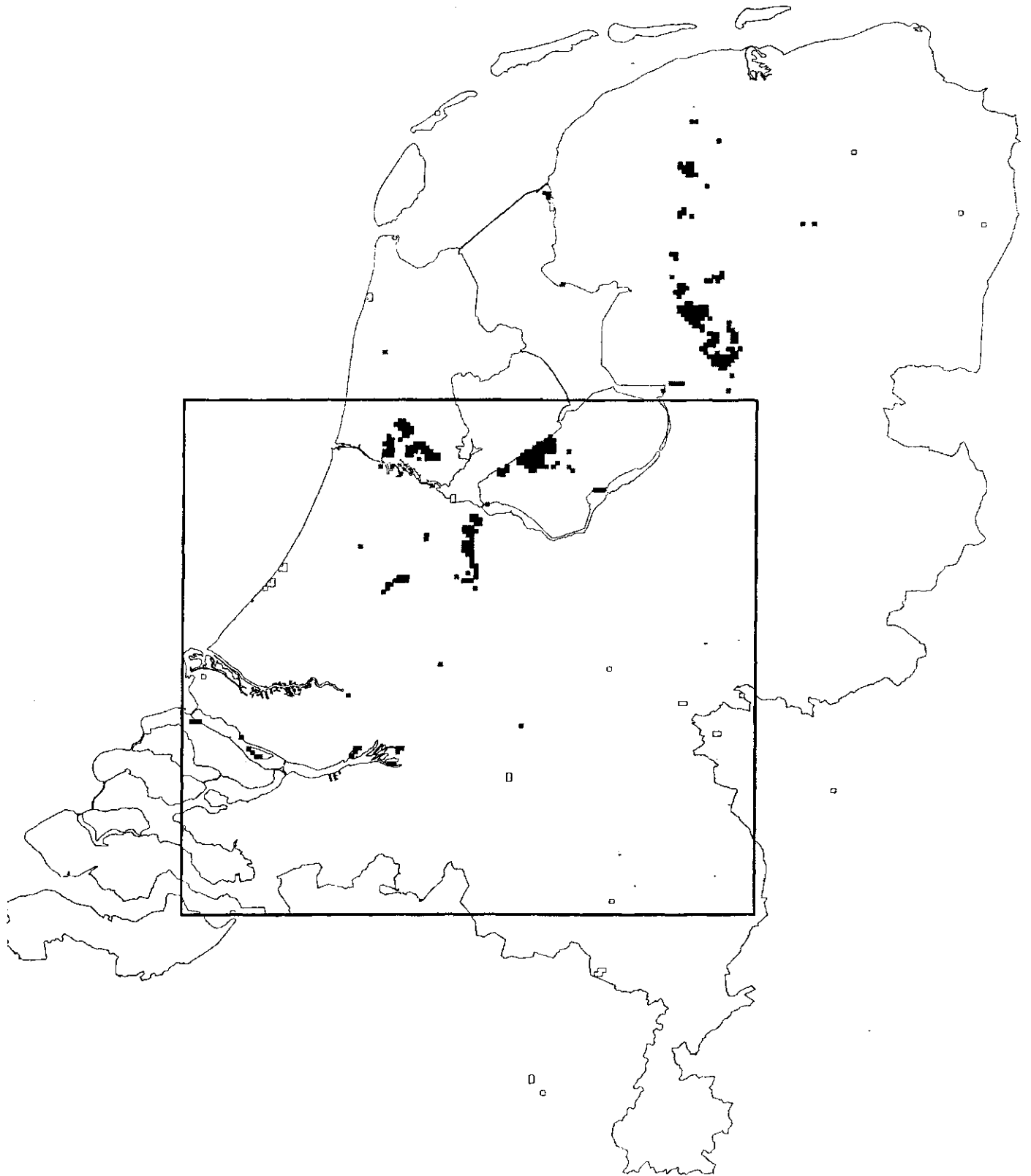


Fig. 23 Weergave van de resultaten van een analyse met METAPHOR. Voorkomen van de roerdomp op basis van grids van  $1 \times 1 \text{ km}^2$  van een dominant type dat op 100% is gesteld. In zwart: duurzame populaties, grijs: bijna duurzaam en wit: niet duurzaam. Na EHS-realisatie

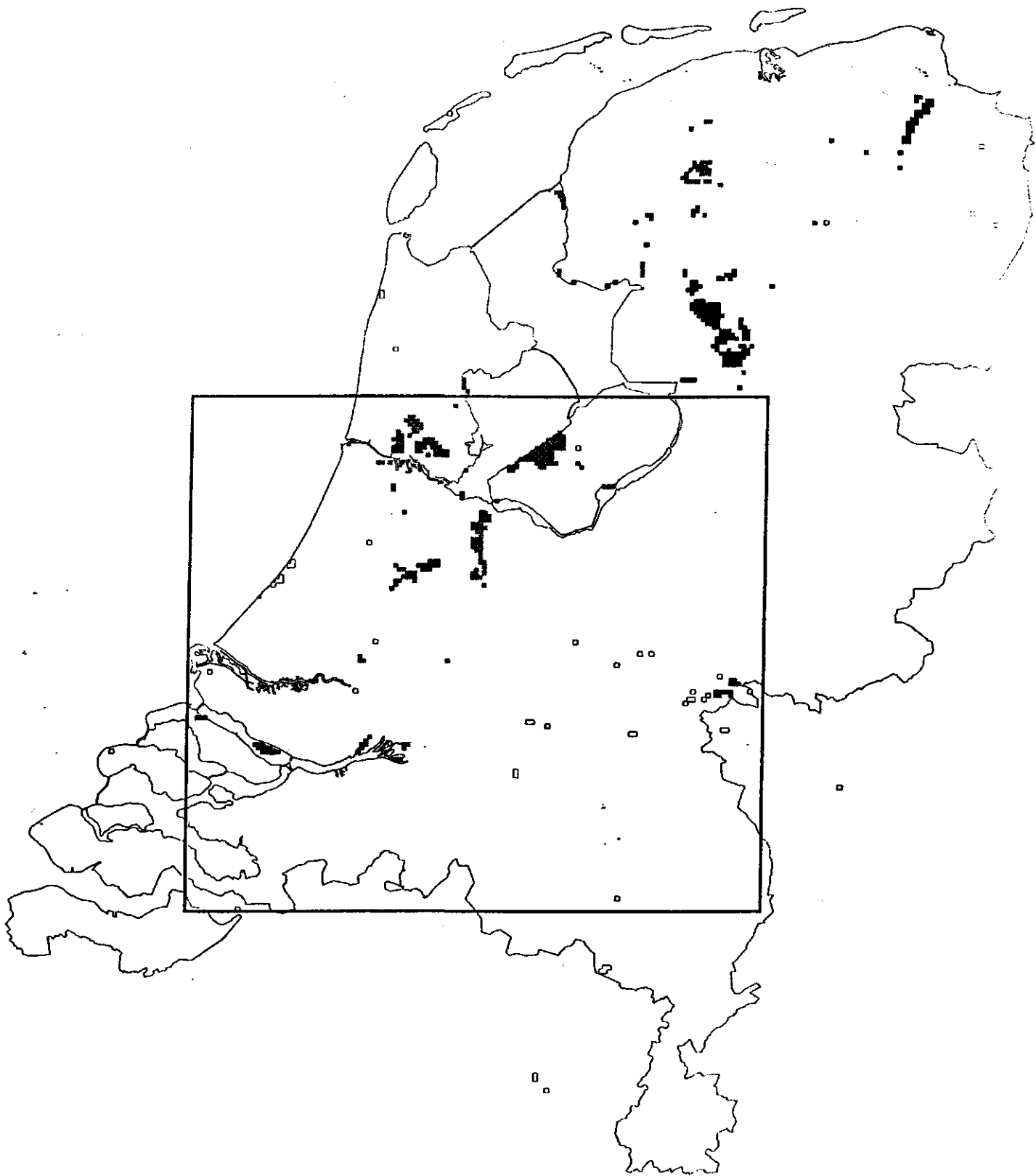


Fig. 24 Weergave van de resultaten van een analyse met METAPHOR. Voorkomen van de roerdomp op basis van grids van  $1 \times 1 \text{ km}^2$  van een dominant type dat op 100% is gesteld. In zwart: duurzame populaties, grijs: bijna duurzaam en wit: niet duurzaam. Na EHS-realiseratie

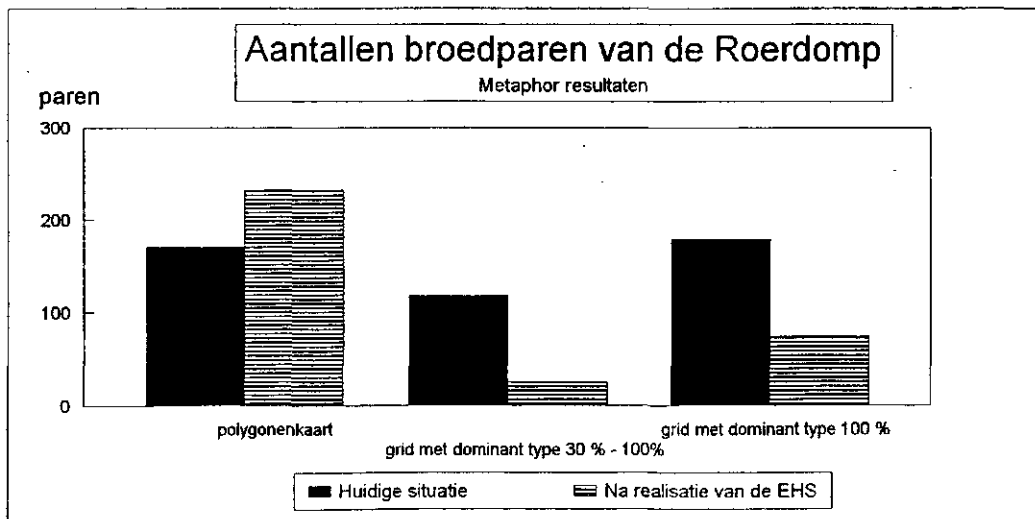
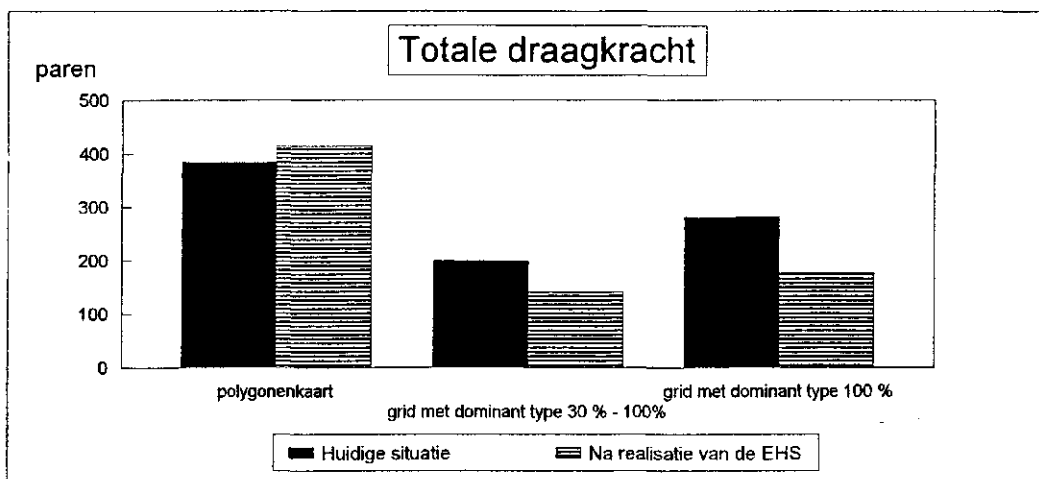
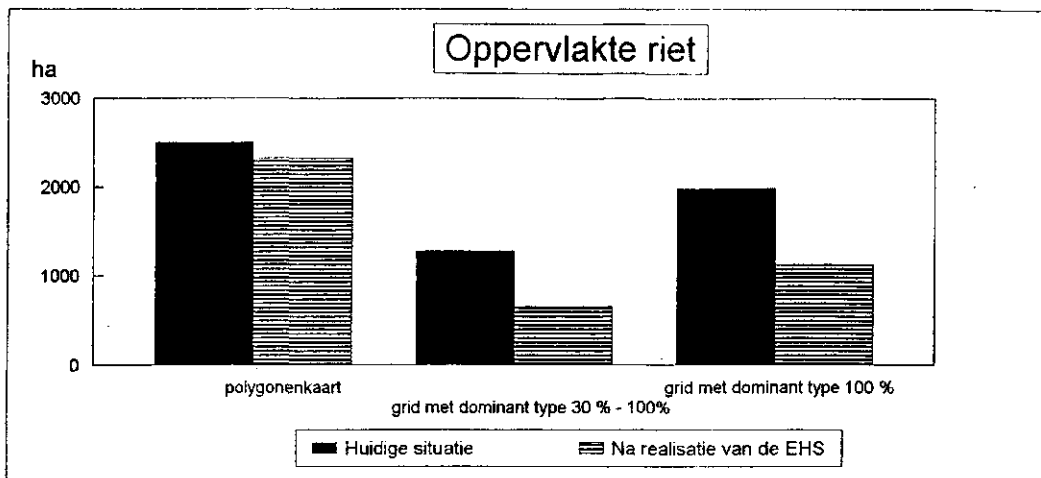


Fig. 25 Verdeling van oppervlakte geschikt habitat (a), totale draagkracht (b) en gesimuleerde aantal broedparen van de roerdomp (c) in huidige situatie en na realisatie van de EHS bij drie typen habitatinvoer: polygonenbestand, dominante 1 x 1 km<sup>2</sup> grids met werkelijke percentages (>30 ha) en dominante 1 x 1 km<sup>2</sup> grids met 100% habitat

## 4 Discussie en aanbevelingen

### 4.1 De verspreidingsanalyse met LKN

#### *Onzekerheden en beperkingen*

De wijze waarop gegevens worden verzameld, weersomstandigheden en populatiedynamiek kunnen tot jaarlijkse afwijkingen van meer dan 50% in de verspreiding van soorten. Het grote aantal waarnemingen in 1995 van de uitgestorven verklaarde Rouwmantel, een van de doelsoorten van het natuurbeleid, is eerder te verklaren door gunstige weerscondities dan door inspanningen vanuit het beleid. Dit voorbeeld geeft al aan dat het wenselijk is goede evaluatie criteria te ontwikkelen voor het bepalen van een succesvol natuurbeleid.

De aard van de waarneming is bij interpretatie van verspreidingsgegevens van bijzonder belang. Vooral bij meer zeldzame soorten (vaak doelsoorten) is de status (dood/levend), sexe, leeftijd, aanwezigheid van jongen of het territoriaal gedrag een belangrijke indicatie. Sommige informatie is echter alleen bij gemerkte dieren te achterhalen, zoals dispersie. In het LKN-bestand, maar ook in andere databases, is het onderscheid in de gewenste informatie nauwelijks of beperkt te maken. Waarnemingen met indicaties betreffende voortplanting of territoriumgedrag zijn te prefereren boven overige waarnemingen.

#### *Aanbevelingen voor verbetering*

Uit bovenstaande volgt dat verspreidingsgegevens uit LKN met grote voorzichtigheid moeten worden gebruikt voor evaluatiedoeleinden. De belangrijkste bezwaren zijn heterogeniteit en incompleetheid van de waarnemingen. Een grote doelsoorten die moeilijk vlakdekkend te inventariseren is ontbreekt immers (vlinders, libellen, vissen). Actualiseren van LKN in de huidige vorm en opzet voor evaluatie van natuurbeleid lijkt dan ook niet zinvol.

Om een link te kunnen leggen met beleidsinspanningen verdienen integrale meetnetten, waarin naast verspreidingsgegevens ook begroeiingskenmerken, beheer en abiotische condities worden vastgelegd, de voorkeur. Koppeling van deze meetnetten aan landschapsecologische modellen is gewenst om ook ruimtelijk effecten te evalueren, modellen te voeden en ontwikkelingen te kunnen extrapoleren naar grotere gebieden. Hiervoor is het wenselijk ook gegevens over vissen, vlinders en libellen op te nemen. Dit zijn doelsoorten van het natuurbeleid waarvan thans in LKN geen gegevens van voorhanden zijn.

## 4.2 De habitatanalyse met SHAPE

### *Onzekerheden en beperkingen*

De grootste beperking in het model wordt gevormd door het ontbreken van een voldoende gedetailleerde begroeiingstypenkaart. Hierdoor wordt gewerkt met dominante vegetatietypen per grid. Voor de aard van de uitspraken op nationaal niveau heeft dit geen al te grote consequenties voor soorten met grotere homeranges (> 30-50 ha). Voor soorten met kleine homeranges levert dit wel bezwaren op en zijn betere basisbestanden vereist.

In het model worden een aantal aannames gedaan over de relatie tussen de geschiktheid van habitats en enkele omgevingskenmerken (bijv. gevoeligheid voor verstoring door recreatie). Dit zijn aannames die uit de literatuur in kwantitatieve zin moeilijk zijn te onderbouwen (bijv. grootte van bufferzones). Ook het gebruik van fusieafstanden om te komen tot afgrenzing van leefgebieden verdient verbetering en standarisatie, gezien de grote effecten die dit heeft op de versnipperingsmaat.

Met SHAPE worden gebiedskarakteristieken berekend voor modelsoorten en geen populatiekarakteristieken. Door deze gebiedsbenadering kan geen duurzaamheid worden bepaald voor netwerk- of metapopulaties, maar met vuistregels wel voor aaneengesloten gebieden.

### *Aanbevelingen voor verbetering*

Verbetering van dit model hangt in belangrijke mate samen met de beschikbaarheid van een meer gedetailleerde structuurkaart van de vegetatie (grids 250 x 250 m<sup>2</sup>). Bij een dergelijk schaalniveau zijn ook soorten met geringere oppervlakte-eisen te modelleren.

Koppeling van SHAPE met de populatiedynamische modellen METAPHOR en LARCH, zoals dat in een lopend project wordt verkend, is goed mogelijk (Farjon et al., 1997).

Standarisatie van habitatbepaling en de daaraan ten grondslag liggende databestanden verdient de voorkeur boven de verschillende werkwijzen die nu worden toegepast (tabel 19).

Verdere standarisatie van habitatkwaliteit en de daaruit af te leiden draagkracht op basis van gegevens uit meetnetten (NEM) is nodig. Koppeling van het habitatmodel SHAPE aan integrale meetnetten (NEM) leidt tot verdere onderbouwing en actualisatie van habitateisen. Daarmee is tevens extrapolatie van monitoringresultaten middels modelsimulatie mogelijk.



## 4.3 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR

### *Onzekerheden en beperkingen*

METAPHOR simuleert de duurzaamheid van populaties, al dan niet in netwerkverband, voor enkele soorten van rietland en bos. Het is een gevalideerd model met een grote betrouwbaarheid voor deze soorten en bruikbaar voor planvorming waarin deze soorten een rol spelen. Het model is soortspecifiek en er is voor iedere doelsoort zeer veel informatie nodig. Het is hierdoor niet reëel om te veronderstellen dat METAPHOR zal worden uitgebreid voor een groot aantal doelsoorten.

LARCH is een vuistregelmodel en zal niet dezelfde graadmeters kunnen leveren als METAPHOR. Duurzaamheidsbepaling is wel mogelijk, echter de ecologische efficiëntie (verzadiging) van een netwerk zal in slechts zeer globale vorm worden weergegeven.

Beide modellen kennen hun problemen met calibratie en validatie. Het verdient daarom aanbeveling om ze met name voor scenariovergelijkingen te gebruiken en niet om werkelijke situaties te voorspellen.

Voor een toepassing van LARCH op landelijk schaalniveau wordt de grootste beperking gevormd door het ontbreken van voldoende gedetailleerde informatie over de begroeiingstypen. De benadering van habitatgeschiktheid door bepalen van dominante habitattypen per km-hok geeft in het geval van de toepassing van het werkelijke percentage een onderschatting van het aantal verwachte broedparen en het aantal kernpopulaties. Het opblazen van het percentage tot 100% habitat per km-hok geeft een overschatting van de aantallen en kernpopulaties. Derhalve is het gebruik van dominant habitat voor het bepalen van duurzaamheid ongewenst.

De verhouding oppervlakte habitat met kernpopulaties wordt overschat doordat er veel habitat wegvalt. In het geval van moerassen blijken vooral lijnvormige elementen weg te vallen. De gevolgen voor de duurzaamheid op landelijk niveau zijn waarschijnlijk niet erg groot, maar het geeft wel problemen bij toepassing op regionaal niveau. Deze problematiek zal uitvoeriger aan de orde komen binnen het project 'koppeling modellen' (Farjon et al., 1997).

Met LARCH wordt doorgaans niet de daadwerkelijke maar potentiële duurzaamheid bepaald. In principe is het mogelijk om ook de concrete habitatgeschiktheid mee te nemen. Dit vereist echter zeer nauwkeurige gegevens over relevante habitatgeschiktheidsfactoren en deze zijn meestal niet ruimtelijk gespecificeerd aanwezig. Ten aanzien van de alhier gebruikte 1 x 1 km<sup>2</sup> hokinformatie kan worden gesteld, dat voor doelsoorten van kleine oppervlaktes grote onzekerheden in de modelvoorspellingen sluipen omdat hiervoor met de huidige databestanden vergaande aannames worden gedaan over bijvoorbeeld de oppervlakte aan geschikt habitat.

### *Aanbevelingen voor verbetering*

Voor een toepassing van LARCH voor de doelsoorten op landelijk schaalniveau zijn veel gedetailleerdere begroeiingstypebestanden nodig, bijvoorbeeld 250 x 250 m<sup>2</sup>-hokken met percentages van de begroeiingstypen.

Meer basisinformatie over habitatkwaliteitsfactoren die van belang zijn voor het voorkomen van doelsoorten zal leiden tot een betrouwbaardere draagkrachtinschatting binnen LARCH en daarmee tot meer betrouwbare uitspraken over de duurzaamheid. Koppelingen aan uitgebreide habitatgeschiktheidsmodellen (HSI-achtige modellen) is ook een mogelijkheid die in de toekomst zal moeten worden verkend.

Formalisatie van rekenregels en basisbestanden is gewenst. Binnen LARCH dienen modules aanwezig te zijn die met dezelfde werkwijze habitat, draagkracht en fusieafstanden vastleggen. Deze worden momenteel in het kader van een RIVM-studie voor vogels ontwikkeld.

In de huidige LARCH-versie wordt gebruik gemaakt van een netwerkfusieafstand als maat voor het afgrenzen. In de toekomst zal een meer differentiërende maat dienen te worden gebruikt, bijvoorbeeld de mate van uitwisseling tussen plekken. Op dit moment (eind 1997) wordt verkend in hoeverre een bepaling van overgangskansen gebruikt kan worden.

#### **4.4 Vergelijking van resultaten**

Het zondermeer vergelijken van de resultaten van de verschillende evaluatiemethoden is niet mogelijk. Daarvoor bestaan te grote verschillen in de aard van gebruikte databestanden en de manier waarop ze tot stand zijn gekomen. Toch kan een beschouwing van overeenkomsten en verschillen in uitkomst aanbevelingen opleveren voor toekomstig gebruik. In tabel 18 zijn actuele verspreidingsgegevens en oppervlakte geschikt habitat naast elkaar gezet.

Opvallend is dat de actuele vindplaatsen en modelresultaten niet erg sterk uiteenlopen als het gaat om de betekenis van de EHS t.o.v. de witte gebieden. In absolute zin komen daarentegen grote verschillen voor. Hoewel het vergelijkingsmateriaal beperkt en indicatief is, blijkt er 10-30 maal zoveel geschikt habitat volgens modelsimulaties voor te komen dan de actuele vindplaatsen zouden doen vermoeden. Ook modelresultaten onderling vertonen soms grote verschillen. Daar kunnen uiteenlopende oorzaken aan ten grondslag liggen:

- *Onvolledige vulling van de LKN-database.* De LKN-database geeft geen volledig beeld van de verspreiding van diersoorten. Dit wordt zowel veroorzaakt door onvoldoende actualisatie van LKN (bijv. vleermuizen, boommarter) als door de onvolledigheid van inventarisaties. Voor de meeste gewervelde diersoorten bestaat immers geen systematische landsdekkende inventarisatie.
- *Beperkingen in modellering.* De verschillende modellen gebruiken ieder hun eigen methode om habitats te bepalen. Bij METAPHOR/LARCH zijn dit vnl. vereenvoudigde kenmerken van vegetatie en substraat, bij SHAPE gedetailleerde ecotoopkenmerken en aanvullend landgebruik. Bij segregatie zijn de actuele verspreiding en landschapskenmerken bepalend. Omdat alle modellen kennis over habitateisen extrapoleren zal de oppervlakte habitat een afgeleide zijn van de gebruikte datasets, het aantal habitatkenmerken en de wijze van extrapolatie.

- *Niet-bezette habitats.* Door uitsterven (otter, korhoen, adder) areaalgrenzen, populatiedynamiek, slechte bereikbaarheid (adder, boommarter) of lokaal ongunstige factoren kunnen geschikte habitats onbezet zijn. Hierdoor kunnen jaarlijks grote schommelingen optreden in de actuele verspreiding (Lensink, 1993).
- *Interpretatieverschillen habitateisen.* Habitatieisen worden in de literatuur veelal zeer breed en ten dele onvolledig beschreven. De wijze waarop ze worden geïnterpreteerd is zeer bepalend voor de uitkomsten.

Tabel 18 Aantal vindplaatsen of oppervlakte geschikt habitat binnen de EHS in het SCN-gebied volgens de verschillende analysemethoden. In (%) is aangegeven welk deel van het totaal aantal waarnemingen of berekende habitat binnen de EHS-begrenzing voorkomt (\* = moerassenbestand)

	LKN huidige verspreiding	Degregatie huidig	SHAPE huidig	SHAPE EHS	METAPHOR LARCH huidig	METAPHOR LARCH EHS
adder	49 (98%)		422 (100%)	765 (100%)		
korhoen		-	389 (100%)	566 (100%)		
das	107 (55%)		2704 (54%)	2466 (58%)		
boommarter	176 (88%)		1616 (100%)	1990 (100%)		
groene specht		2033 (74%)	1672 (100%)	2437 (100%)	3524 (85%)	3759 (85%)
geelgors		2340 (55%)	863 (50%)	1752 (68%)		
patrijs		2000 (35%)	667 (16%)	568 (14%)		
grutto		2323 (33%)	791 (46%)	949 (51%)		
tapuit		953 (89%)	408 (100%)	572 (100%)		
otter	16 (48%)		526 (47%)	1467 (67%)		
roerdomp			278 (86%)	678 (100%)	50 (100%) *	47 (100%) *
Totaal			10336	14210		

## 5 Conclusies

### 5.1 Bruikbaarheid van de methoden en producten

Op voorhand zijn er grote verschillen aan te geven tussen het gebruik van verspreidingsgegevens en modellen voor evaluatie van natuurbeleid. Data over de actuele verspreiding van diersoorten geven concrete aanwijzingen over het wel en wee van soorten, duurzaamheid van populaties en veranderingen daarin. Meestal geven ze een beperkt beeld van de werkelijke verspreiding. Een nadeel van verspreidingsgegevens is dat ze geen zicht geven op potenties van gebieden buiten het huidige verspreidingsgebied. Soms zijn verspreidingspatronen niet te koppelen aan natuurbeleid maar het gevolg van andere factoren (weersinvloed, waarnemerseffect of populatiedynamiek). Voorbeelden daarvan zijn de steenmarter (Broekhuizen et al., 1996) en vleermuizen (Limpens et al., 1997). Modellen daarentegen berusten op aannames en een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Ze kunnen een over- of onderschatting van de werkelijkheid geven bij het vaststellen van geschikte habitats en duurzaamheid. De betrouwbaarheid van modellen hangt vooral samen met de beschikbaarheid van databestanden en in mindere mate met kennis over deze soorten. Het voordeel is dat ze geen tijdrovende inventarisaties vergen en dat de resultaten reproduceerbaar zijn. Nadeel is dat er wordt gewerkt met 'modelsoorten' waarvoor validatie moeilijk is en die geen uitspraken doen over daadwerkelijke vestiging en duurzaamheid en ook niet het brede scala aan 'echte' soorten kunnen beslaan.

#### 5.1.1 De verspreidingsanalyse met LKN

##### *Mogelijke producten en aard van de uitspraken*

- Actuele verspreidingsgegevens in LKN leveren gegevens op over de verspreiding van soorten, maar zijn verre van volledig. Ze kunnen worden uitgedrukt in kaarten en tabellen met aantallen, dichtheden, aantal waarnemingen of aantal soorten per (begrensd) gebied. Effecten van isolatie en verbinding en potenties van gebieden blijven met deze analyse buiten beschouwing.
- De LKN-analyse kan voor ca. 11% van de doelsoorten de huidige verspreiding weergeven, zij het op basis van verouderde gegevens. De verspreidingsanalyse levert altijd een onderschatting op van de werkelijke verspreiding. De vindplaatsen en waarnemingen in LKN zijn immers gebaseerd op cumulatie in ruimte en tijd van sterk uiteenlopende waarnemingen. Een verspreidingsanalyse kan een goed vertrekpunt zijn voor lokatiekeuze en begrenzing van plannen.
- Veranderingen in verspreidingspatronen zijn moeilijk te herleiden tot effectiviteit van natuurbeleid. Ze kunnen het gevolg zijn van uiteenlopende ecologische of populatie-dynamische factoren of van de wijze van verzamelen en waarnemen. Aantallen en aard van de waarnemingen (bijv. territoriaal gedrag) kunnen in specifieke gevallen extra informatie leveren over de kwaliteit van het habitat.

### ***Voorwaarden aan de invoer***

Een analyse met actuele verspreidingsgegevens vereist actuele data van soorten waarover uitspraken worden verwacht. Wanneer dit doelsoorten van het natuurbeleid zijn is een aanzienlijke en systematische aanvulling van de basisbestanden vereist. Soorten met kleine homeranges zijn echter vaak afhankelijk van lokale omstandigheden (beheer, specifieke waardplanten, microklimaat e.d.) en derhalve niet of lastig te gebruiken als graadmeters voor het nationale natuurbeleid. Soorten met grotere homeranges of een selectie daarvan (indicatorsoorten) lijken daarom geschikter voor deze vorm van evaluatie. Dat hoeven niet altijd de huidige doelsoorten te zijn, maar kunnen ook 'processoorten' zijn.

### **5.1.2 De habitatanalyse met SHAPE**

Het habitatmodel SHAPE is een bruikbaar model voor evaluatie van effecten van natuurbeleid op ligging, aard en omvang van geschikte habitats en (deel)populaties van soortengroepen. Het model is vooral bruikbaar voor het opsporen van knelpunten en kansen in evaluaties en verkenningen. Als onderdeel van het LEDESS model kunnen voor de fauna eveneens veranderingen t.g.v. successie worden gesimuleerd voor strategische soortengroepen.

#### ***Mogelijke producten en aard van de uitspraken***

- De uitvoer van het model bestaat uit (grid)kaarten en tabellen op uiteenlopende schaalniveaus, variërend van (inter)nationaal tot regionaal en lokaal. Hierin wordt weergegeven: ligging en oppervlakte van geschikt habitat, ligging en grootte van gebieden met (deel)populaties en draagkracht, veranderingen in gebieden met geschikt habitat (versnippering) en ecologisch rendement en ecologische schade.
- Omdat gebruik wordt gemaakt van een algemeen ecotopenconcept is het model niet beperkt tot natuurdoeltypen, maar ook toepasbaar voor evaluatie van natuur- en milieubeleid in gebieden en ecosystemen buiten de EHS en buiten Nederland. De resultaten zijn vooral toegespitst op vraagstukken m.b.t. ruimtelijke rangschikking en kwaliteit van habitat voor strategische soorten. Geringe veranderingen in beheer en inrichting van gebieden kunnen met dit model niet worden gesimuleerd.
- Met SHAPE is optimalisatie van ruimtegebruik in de planvorming mogelijk in samenhang met abiotiek, vegetatieontwikkeling en dispersie van diersoorten (LEDESS). Voorts zijn de gegevens geschikt als basis voor andere faunamodellen zoals ruimtelijke populatiemodellen LARCH/METAPHOR en het dispersiemodel POLYWALK (Bakker et al., 1997).

#### ***Voorwaarden aan de invoer***

De invoer voor dit model bestaat uit polygoon- of gridkaarten met voor de fauna relevante begroeiingstypen en fysiotopen. De gedetailleerdheid hiervan bepaalt in belangrijke mate de uitvoer van het model. Met meer gedetailleerde basisbestanden zijn fijnere grids, meer soorten en nauwkeuriger uitkomsten mogelijk. Hiervoor zijn reeds kennistabellen aanwezig. Aanvullende, doch niet strikt noodzakelijke basisbestanden die de nauwkeurigheid eveneens vergroten, zijn:

- barrierekaarten, vnl. om (deel)populaties te begrenzen;
- aanvullend grondgebruik m.b.t. verstoring, milieu-aspecten en specifiek beheer.

### 5.1.3 De duurzaamheidsanalyse met LARCH en METAPHOR

Voor een evaluatie van de EHS t.a.v. duurzaamheid van populaties kan worden volstaan met een aanpak met het LARCH-model en is het niet nodig dat het ruimtelijk populatiemodel METAPHOR voor alle doelsoorten wordt ontwikkeld en toegepast. Met het LARCH-model kan in principe voor een groot aantal doelsoorten uit het natuurbeleid een uitspraak worden gedaan over duurzaamheid van populaties. Tevens kan worden aangegeven waar knelpunten liggen binnen netwerken m.b.t. de duurzaamheid, en kunnen ecologische verbindingzones geëvalueerd worden m.b.t. hun bijdrage aan de duurzaamheid van het omringende netwerk. LARCH is op dit moment operationeel voor enige tientallen soorten en wordt op dit moment bijvoorbeeld voor vogels uitgebreid naar ongeveer een honderd soorten.

#### *Mogelijke producten en aard van uitspraken*

- LARCH levert habitatkaarten voor doelsoorten op basis van verschillende invoerbestanden (ecotopen, begroeiingstypen NEM, natuurdoeltypen).
- LARCH levert kaarten en tabellen m.b.t. het bepalen van duurzaamheid van populaties, al dan niet in netwerken, voor in principe de meeste gewervelde doelsoorten van het natuur- en soortenbeleid (afhankelijk van beschikbare invoerdata). LARCH werkt daarbij met kennisregels die gebaseerd zijn op METAPHOR.
- METAPHOR levert kaarten en tabellen m.b.t. het bepalen van duurzaamheid van populaties, al dan niet in netwerken voor een beperkt aantal soorten. Deze informatie wordt echter gebruikt als onderbouwing van normen die voor hele soortgroepen gelden.
- Voor een groot aantal soorten is de verdeling van kernpopulaties over verschillende hoofdgroepen en indeling binnen en buiten EHS goed te bepalen. De resultaten worden weergegeven in kaarten en tabellen met aanwezigheid van kernpopulaties, bezettingskansen en draagkracht.
- LARCH is goed bruikbaar voor het opsporen van knelpunten en kansen m.b.t. duurzaamheid van soorten in evaluaties en verkenningen op nationaal, regionaal en lokaal niveau. Als voorwaarde dienen er voor iedere toepassing en afhankelijk van het beoogde schaalniveau goede basisbestanden aanwezig te zijn van begroeiingstypen.

#### *Voorwaarden aan de invoer*

Voor een betrouwbare bepaling van het voorkomen van kernpopulaties en de hiermee samenhangende duurzaamheid is het noodzakelijk over goede basisbestanden te beschikken. LARCH en METAPHOR zijn sterk gevoelig voor verschillen in oppervlakte natuur. Gridbestanden met dominante begroeiingstypen voldoen niet aan de invoereisen. Noodzakelijke bestanden zijn in principe begroeiingskaarten die voor

wat betreft de mate van detail afhankelijk zijn van het schaalniveau en de beoogde doelsoort.

## 5.2 Betekenis van de witte gebieden

In deze studie is geen expliciete evaluatie van de betekenis van de witte gebieden uitgevoerd. Wel kan op grond van de uitgevoerde evaluaties inzicht in de bruikbaarheid van een dergelijke analyse worden gegeven.

De LKN-analyse wijst in eerste instantie uit dat ca. 40% van de geselecteerde soorten buiten de EHS een grotere verspreiding heeft dan daarbuiten. Dit geldt vooral voor soorten van agrarische gebieden zoals patrijs, grutto, vleermuizen, hamster e.d. (tabel 6). Hoewel actualiteit en aard van de data beperkingen is deze conclusie op z'n minst reden om meer in detail na te gaan in welke mate de EHS kan voldoen aan de doelstellingen van het natuurbeleid. Een grote groep doelsoorten die binnen de EHS voorkomt is beperkt tot de multifunctionele gebieden, ook na realisatie van de EHS. De bruikbaarheid van LKN lijkt in dit opzicht onvoldoende. Er is net als bij veel andere verspreidingsgegevens sprake van een sterk waarnemerseffect (SOVON, 1987).

De modellering met SHAPE wijst het volgende uit:

- De verdeling van oppervlakte geschikt habitat binnen en buiten de EHS-begrenzing kan per soort sterk verschillen ook als het doelsoorten van het natuurbeleid betreft.
- Door geschikt habitat te aggregeren tot (deel)populaties blijkt voor de grutto dat geschikt habitat na realisatie van de EHS toeneemt, maar wel uit kleinere (deel)populaties bestaat.

Uit deze analyses blijkt dat de betekenis van de witte gebieden met SHAPE op verschillende manieren kan worden geëvalueerd, zowel naar oppervlakteverdeling als naar versnippering van geschikt habitat voor soorten met uiteenlopende habitateisen.

Uit de modellering met LARCH en METAPHOR blijkt:

- Een voorzichtige conclusie is, dat voor roerdomp en groene specht het habitat binnen de EHS toereikend is om het duurzaam voortbestaan in Nederland van de soort te garanderen.
- Voor organismen gebonden aan bos of moeras zijn gebieden buiten de EHS waarschijnlijk niet erg belangrijk om duurzame populaties te kunnen opbouwen.
- Ondanks afname van de oppervlakte rietland na realisatie van de EHS (moerassenbestand) neemt de bezettingsgraad toe door vergroting van de oppervlakte.

- Evaluatie van de witte gebieden kan met LARCH/METAPHOR worden uitgevoerd voor meerdere modelsoorten. Hiervan kan worden bepaald in welke mate witte gebieden bijdragen aan de duurzaamheid van populaties.

Tabel 19 Overzicht van gebruikte evaluatiemethoden

Invoer	Methode	Uitvoer/graadmeters	Soorten
Data waarnemingen	LKN-analyse	verspreidingskaarten	ca. 30 doelsoorten
		versnippering	
Fysiotoop Vegetatie	<b>SHAPE</b> (polygoon) grid 1 x 1 km <sup>2</sup> ; 0,25 x 0,25; 0,1 x 0,1 km <sup>2</sup>	opp. geschikt habitat	ca. 40 strategische modelsoorten op nationale schaal verdeeld naar ecosysteem, homerange en milieu- aspecten
Overig grondgebruik		draagkracht gebieden	
Expert-base		versnippering van deelpopulaties en kerngebied	deels doelsoorten
Ruimtelijke eisen		ecologisch rendement/schade	vnl. gewervelden
Exacte oppervlakte habitat	<b>LARCH</b> polygoon/ grid  schaalonafhank- kelijk	opp. geschikt habitat	alle gewervelden
Actuele verspreiding		draagkracht	
Expert-base		ruimtelijke kwaliteit	enkele ongewervelden en aquatische soorten
		duurzaamheid	
Exacte oppervlakte habitat	<b>METAPHOR</b>  polygoon/ grid  schaalonafhank- kelijk	verspreidingskaart	aantal strategische modelsoorten
Actuele verspreiding		verzadiging habitat	deels doelsoorten
Veldgegevens		duurzaamheid	



## Literatuur

Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. IKC, Wageningen.

Bakker, J., J.P. Knaapen & P. Schippers, 1997. Faunadispersal modellering; a spatial approach. Proceedings of the habitat fragmentation & Infrastructure Conference.

Bakker, J.J., B. van Dessel & F.J. van Zadelhoff et al., 1989. Natuurwaardenkaart 1988; natuurgebieden, bossen en natte gronden in Nederland. SDU, Den Haag.

Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, 1996. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. KNNV, Utrecht.

Bergers, P.J.M. & P.F.M. Opdam, 1996. Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst. IBN-DLO, Wageningen. rapport 229.

Bolsius, E.C.A., J.H.M. Eulderink (red.), 1994. Een digitaal bestand voor de landschapsecologie van Nederland; eindrapport van het LKN-project. Rijksplanologische Dienst, Den Haag. LKN-rapport nr 4.

Duel, H. & B. Specken, 1994. Mogelijkheden voor toepassing van habitatmodellen in het waterbeleid: eindrapport. TNO, Delft/RIZA, Lelystad.

Farjon, J.M.J., J. Verboom-Vasiljev, A.M.C.F. Buit, R.P.B. Foppen, R. Jochem, W.C. Knol & P. Kuivenhoven, 1997. Naar een koppeling van natuurmodellen voor nationale natuur- en milieuverkenningen. IBN-DLO/DLO-Staring Centrum, Wageningen.

Foppen, R. C.J.F. ter Braak, J. Verboom & R.Reijnen, in druk. Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* and African rainfall, a low population resilience in fragmented marshlands. *Ardea*.

Graveland, J., 1996. Watervogel en zangvogel: de achteruitgang van de Grote Karekiet *Acrocephalus arundinaceus* in Nederland. *Limosa* 59: 85-96.

Harms, W.B., W.C. Knol & R. de Visser, 1995. Verstedelijking en natuur in Centraal Nederland; een bovenregionale verkenning van ecologische knelpunten en kansen. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport 436.

Kalkhoven, J.T.R., R.C. van Apeldoorn & R.P.B. Foppen, 1995. Fauna en natuurdoeltypen; minimumoppervlakte voor kernpopulaties van doelsoorten zoogdieren en vogels. IBN-rapport 193. IBN-DLO, Wageningen.

Kramer, K. & P. Spaak, 1990. Meadowsim, een evaluatieinstrument voor de kwaliteit van graslandgebieden voor weidevogels. RIN, Arnhem.

Lensink, 1993. Vogels in het hart van Gelderland; een kwantitatieve beschrijving van het voorkomen van vogels door de jaren heen (1976-1990) en een vergelijking met eerdere decennia (1990-1975). KNNV, Utrecht.

Limpens, H., K. Mostert & W. Bongers, 1997. Atlas van de Nederlandse vleermuizen: onderzoek naar verspreiding en ecologie. KNNV, Utrecht.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1989. Natuurbeleidsplan. LNV, Den Haag.

Ministerie van landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1991. Meerjarenprogramma Natuur en Landschap 1992-1996. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag; Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna.

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1997. Natuurverkenning 97. Samson, H.D. Tjeenk Willink, Alphen a/d Rijn.

Noordman, E., H.A.M. Thunissen & H. Kramer, 1997. Vervaardiging en nauwkeurigheid van het LGN2-grondgebruikersbestand; achtergrond bij vervaardiging en gebruik van het bestand. DLO-Staring Centrum, Wageningen. rapport 515.

Quack, J., 1991. De habitat evaluatie procedure; een nieuw instrument voor het visstand-, water- en natuurbeheer. OVB-bericht 1991(4): 99-113.

Reijnen, R, W,B, Harms, R.P.B. Foppen, R. de Visser, H.P.Wolfert, 1995. Rhine-econet. Ecological networks in river rehabilitation scenarios: a case study for the Lower Rhine. Publications and reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the Rivers Rhine and Meuse no. 58. RIZA, Lelystad.

Sierdsema, H. & B. Engbers, 1996. AVIS, Avifauna Informatie en Evaluatie Systeem; handleiding versie 1.0. SOVON, Beek-Ubbergen.

Sijtsma, F.J. & D. Strijker, 1995. Effect-analyse Ecologischje Hoofdstructuur, Deel I - hoofdrapport; deel II - Natuurwaarde. Stichting Ruimtelijke Economie, Groningen.

SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse Vogels. SOVON, Arnhem.

Tamis, W.L.M., M. van 't Zelfde & C.L.G. Groen, 1994. Degregatie van broedvogelgegevens van atlasblok naar kilometercel. CML, Leiden. LKN rapport 12.

Verboom, J, P.C. Luttikhuisen & J.T.R. Kalkhoven, 1997. Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. IBN, Wageningen.

#### ***Niet-gepubliceerde bronnen***

Bergers, P.J.M. & J.T.R. Kalkhoven, 1996. Versnippering van de natuur in Nederland: de aard en omvang van het probleem; de weg naar een oplossing. Brochure afdeling landschapsecologie, IBN-DLO, Wageningen.

## Aanhangsel 1 Doelsoorten waarvan verspreidingsgegevens en modelsoorten beschikbaar zijn

Doelsoorten	LKN	Degregatie	SHAPE	LARCH	Metaphor
Zoogdieren					
Boommarter	+		+	+	
Bruinvis					
Das	+		+	(+)	+
Eikelmuis	+				
Franjestaart	+				
Gewone Zeehond					
Gewone hoefijzerneus	+				
Hamster	+		+	(+)	
Ingekorven vleermuis	+				
Kleine hoefijzerneus	+				
Mopsvleermuis	+				
Noordse woelmuis	+			(+)	+
Otter	+		+	+	
Tuimelaar					
Vale vleermuis	+				
Waterspitsmuis	+		(+)	+	

Vogels	LKN	Degregatie	SHAPE	LARCH	Metaphor
Baardmannetje				+	
Blauwborst		+		+	
Blauwe Kiekendief				+	
Bontbekplevier				+	
Dodaars		+		+	
Draaihals				+	
Duinpieper			+	+	
Dwergstern					
Eidereend					
Geelgors		+	+	+	
Geoorde Fuut				+	
Grauwe Gans				+	
Grauwe Gors			+	+	
Grauwe Kiekendief					
Grauwe Klauwier				+	
Griel					
Groene Specht		+	+	+	
Grote Karekiet				+	+
Grote Stern					
Grutto		+	+	+	
Hop					

Vogels II	LKN	Degregatie	SHAPE	LARCH	Metaphor
IJsvogel					
Kemphaan		+	+	(+)	
Kerkuil					
Klapekster			+		
Kleine Plevier		+	+		
Kluut					
Korhoen			+	+	+
Krooneend					
Kuifleeuwerik		+			
Kwak			+	+	
Kwartelkoning			+		
Lepelaar					
Nachtzwaluw		+	+	+	
Noordse Stern					
Oeverzwaluw					
Ooievaar					
Ortolaan					
Paapje					
Patrijs		+	+	+	
Pijlstaart					
Porseleinhoen					
Purperreiger			+		
Raaf					
Rietzanger		+		+	
Rode Wouw					
Roerdomp			+	+	
Roodborstapuit		+	+	+	
Roodkopklauwier					
Slobeend		+		+	
Snor		+	+	+	
Stenuil					
Strandplevier					+
Tapuit		+	+	+	
Torenvalk					
Tureluur		+	+	+	
Velduil					
Visdief					
Waterral		+	+	+	
Watersnip		+	+	(+)	
Wielewaal		+	+	+	
Woudaapje			+	(+)	
Zomertaling		+			
Zwarte Stern					

Reptielen	LKN	Degregatie	SHAPE	LARCH	Metaphor
Adder	+		+	(+)	
Gladde slang	+			(+)	
Hazelworm	+				
Ringslang	+		(+)	(+)	
Zandhagedis	+		+	(+)	

Amfibieën	LKN	Degregatie	SHAPE	LARCH	Metaphor
Alpenwatersalamander	+				
Boomkikker	+			+	+
Kamsalamander	+			(+)	
Knoflookpad	+			(+)	
Rugstreepad	+				
Vinpootsalamander	+				
Vroedmeesterpad	+				






Libellen	LKN	Degregatie	SHAPE	LARCH	Metaphor
Beekoeverlibel					
Beekrombout					
Bosbeekjuffer					
Bruine korenbout					
Bruine winterjuffer					
Donkere waterjuffer					
Dwergjuffer					
Gewone bronlibel					
Glassnijder					
Groen glazenmaker					
Hoogveenglanslibel					
Kleine tanglibel					
Mercuurwaterjuffer					
Noordse glazenmaker					
Noordse winterjuffer					
Oostelijk witsnuitlibel					
Sierlijke witsnuitlibel					
Speerwaterjuffer					
Tengere pantserjuffer					
Vroege glazenmaker					

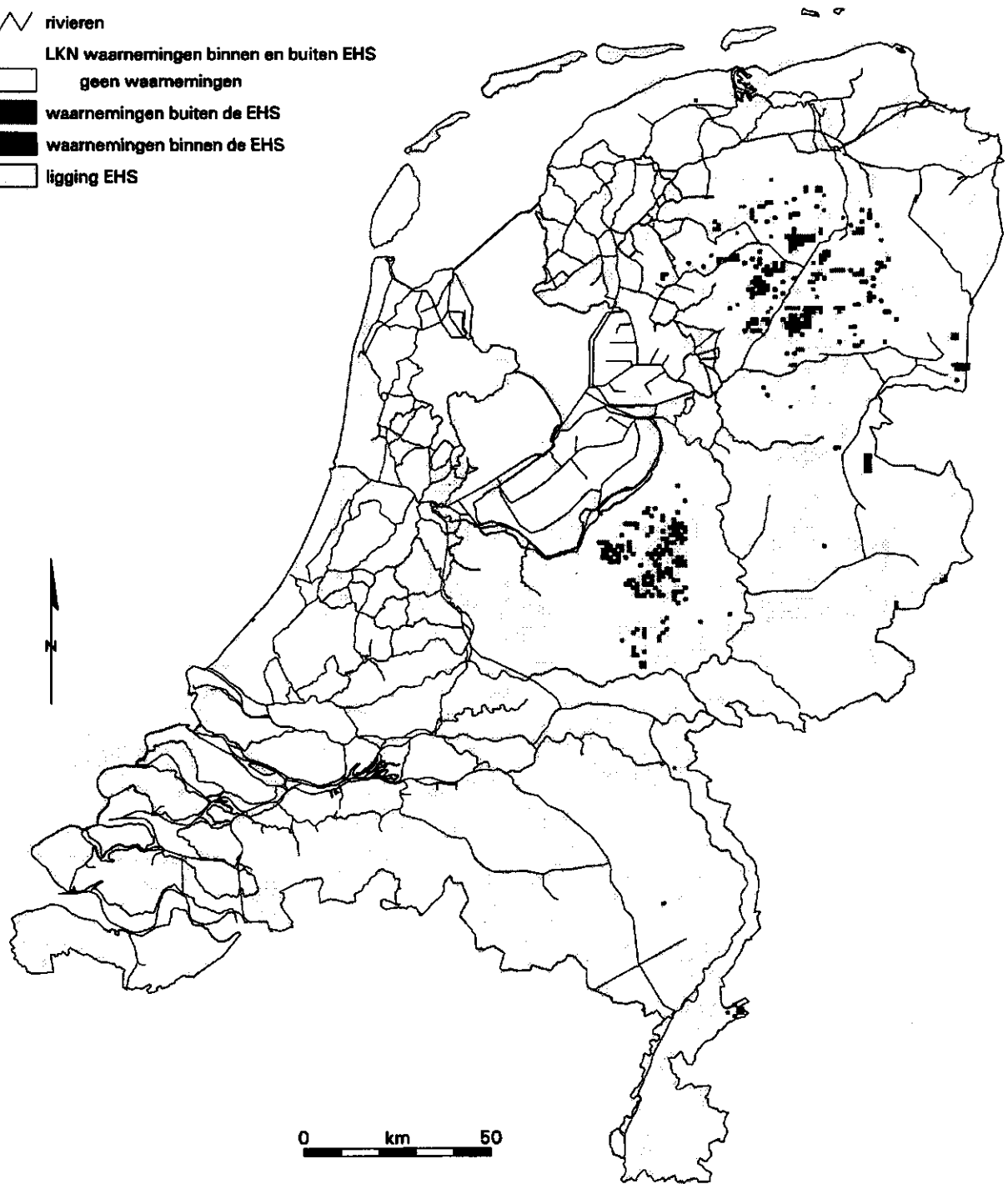
Vlinders	LKN	Degreg atie	SHAPE	LARCH	Metaphor
Bont dikkopje					
Bosparelmoervlinder					
Bruin blauwtje					
Bruin dikkopje					
Bruine eikepage					
Bruine vuurvlinder					
Donker pimpinelblauwtje					
Duinparelmoervlinder					
Dwergblauwtje					
Dwergdikkopje					
Geelsprietdikkopje					
Groot geaderd witje					
Grote ijsvogelvlinder					
Grote parelmoervlinder					
Grote vos					
Grote vuurvlinder					
Grote weerschijnvlinder					
Heideblauwtje			+		
Heidegentiaanblauwtje			+		
Heivlinder			+		
Iepepage					
Kalkgraslanddikkopje					
Keizersmantel					
Klaverblauwtje					
Kleine heivlinder					
Kleine ijsvogelvlinder					
Kleine parelmoervlinder					
Kommavlinder					
Moerasparelmoervlinder					
Pimpinelblauwtje					
Purperstreeparelmoervlinder					
Rode vuurvlinder					
Rouwmantel					
Sleedoornpage					
Spiegeldikkopje					
Tijmblauwtje					
Tweekleurig hooibeestje					
Vals heideblauwtje					
Veenbesblauwtje					
Veenbesparelmoervlinder					
Veenhooibeestje					
Veldparelmoervlinder					
Woudparelmoervlinder					
Zilveren maan					
Zilverstreephooibeestje					
Zilvervlek					

## **Aanhangsel 2 Verspreiding van doelsoorten volgens LKN**

# Adder

## waarnemingen doelsoorten

-  rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  -  geen waarnemingen
  -  waarnemingen buiten de EHS
  -  waarnemingen binnen de EHS
  -  ligging EHS

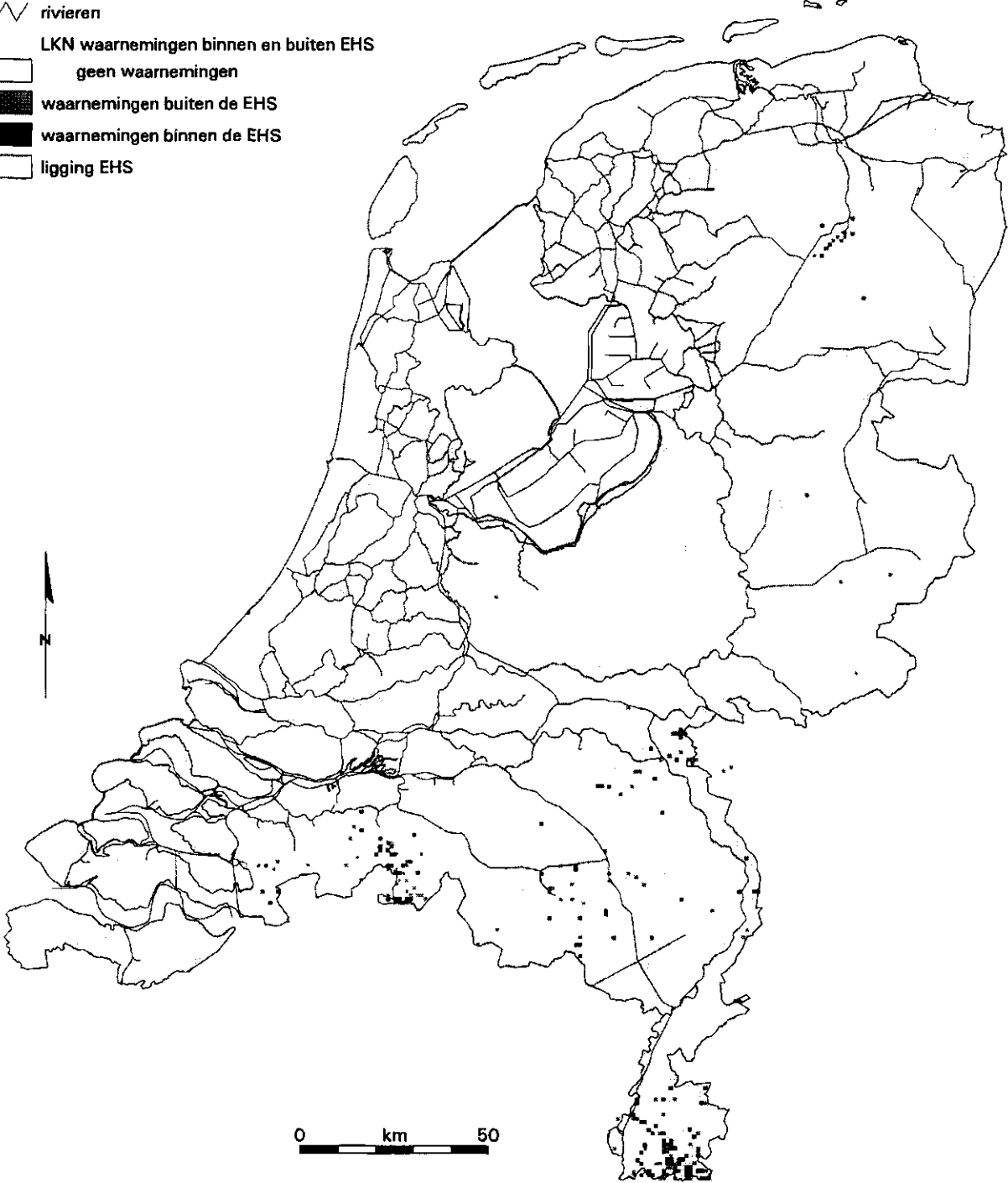




# Alpenwatersalamander

waarnemingen doelsoorten

- ∨ rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  - geen waarnemingen
  - waarnemingen buiten de EHS
  - waarnemingen binnen de EHS
- ligging EHS



# Boomkikker

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

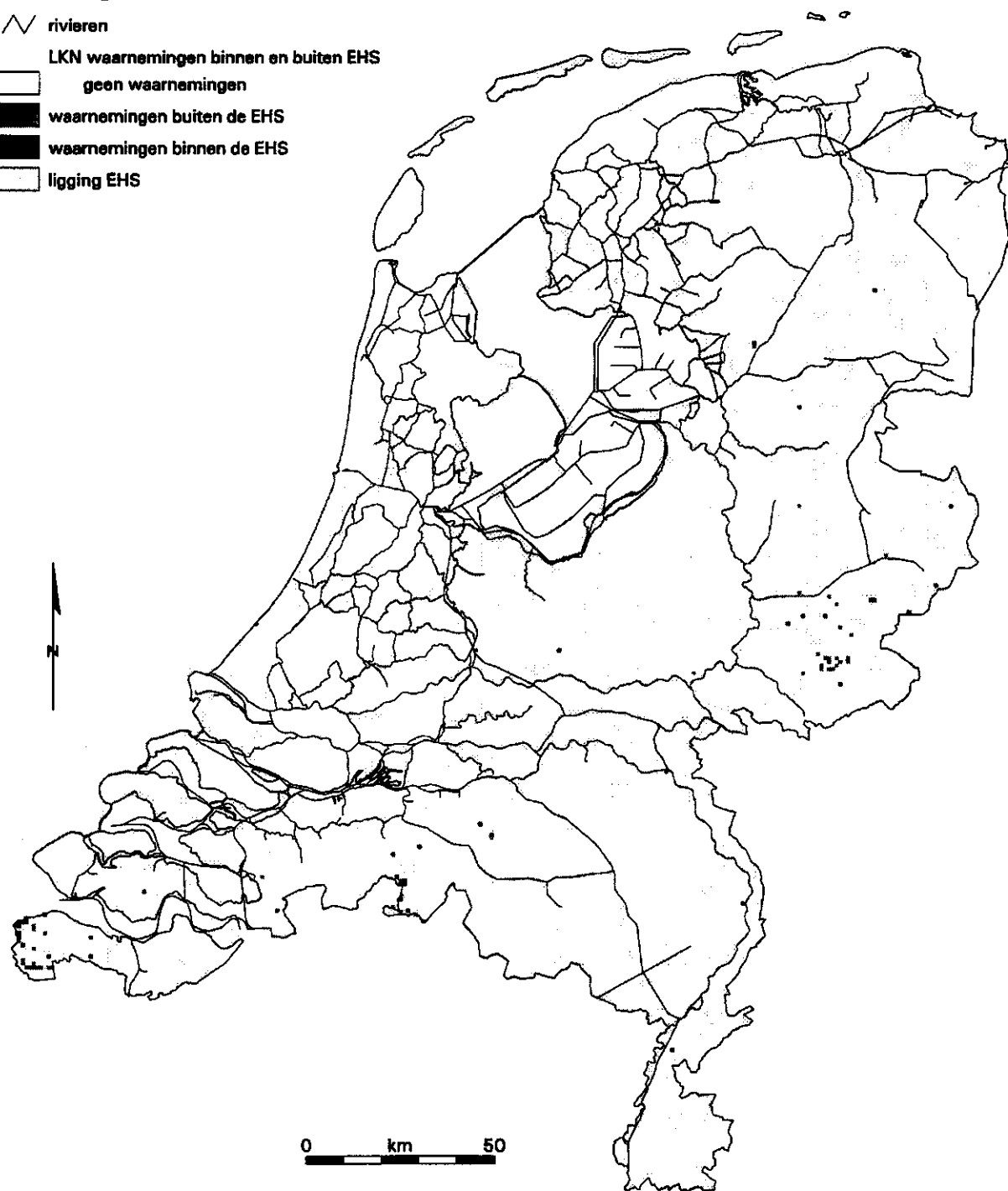
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

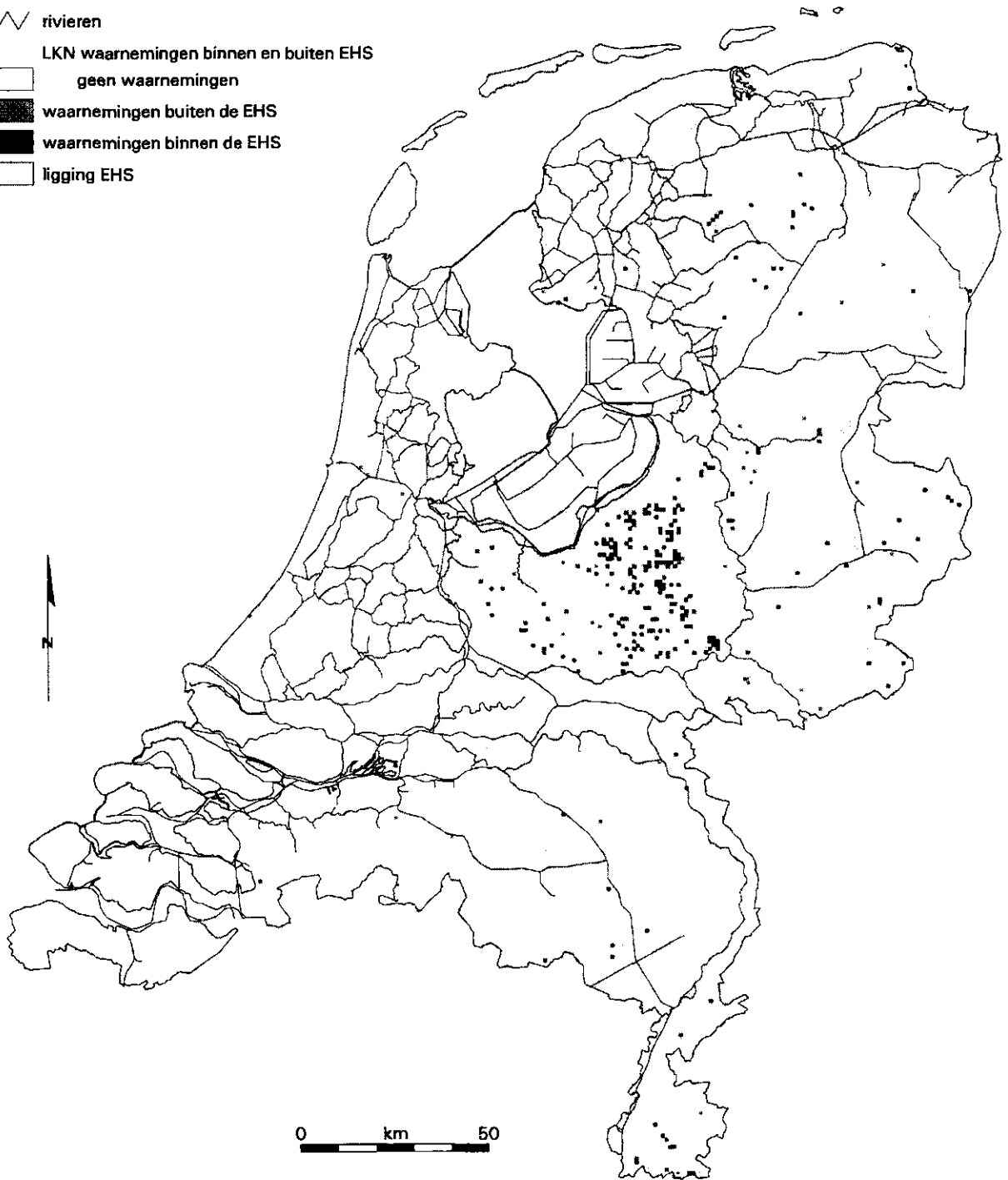
□ ligging EHS



# Boommarter

## waarnemingen doelsoorten

- ∩ rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  - geen waarnemingen
  - ▨ waarnemingen buiten de EHS
  - waarnemingen binnen de EHS
  - ligging EHS



# Das

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

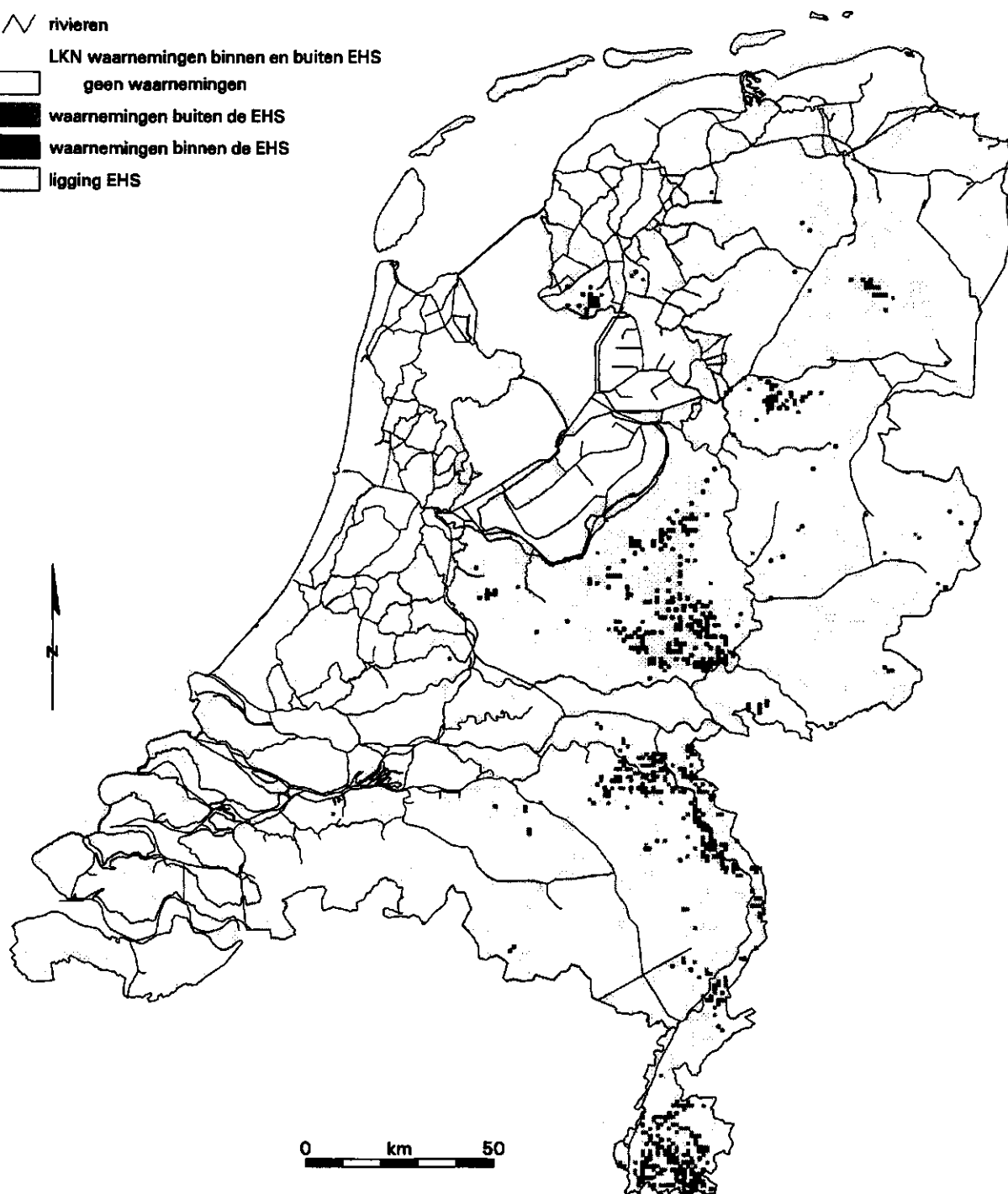
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



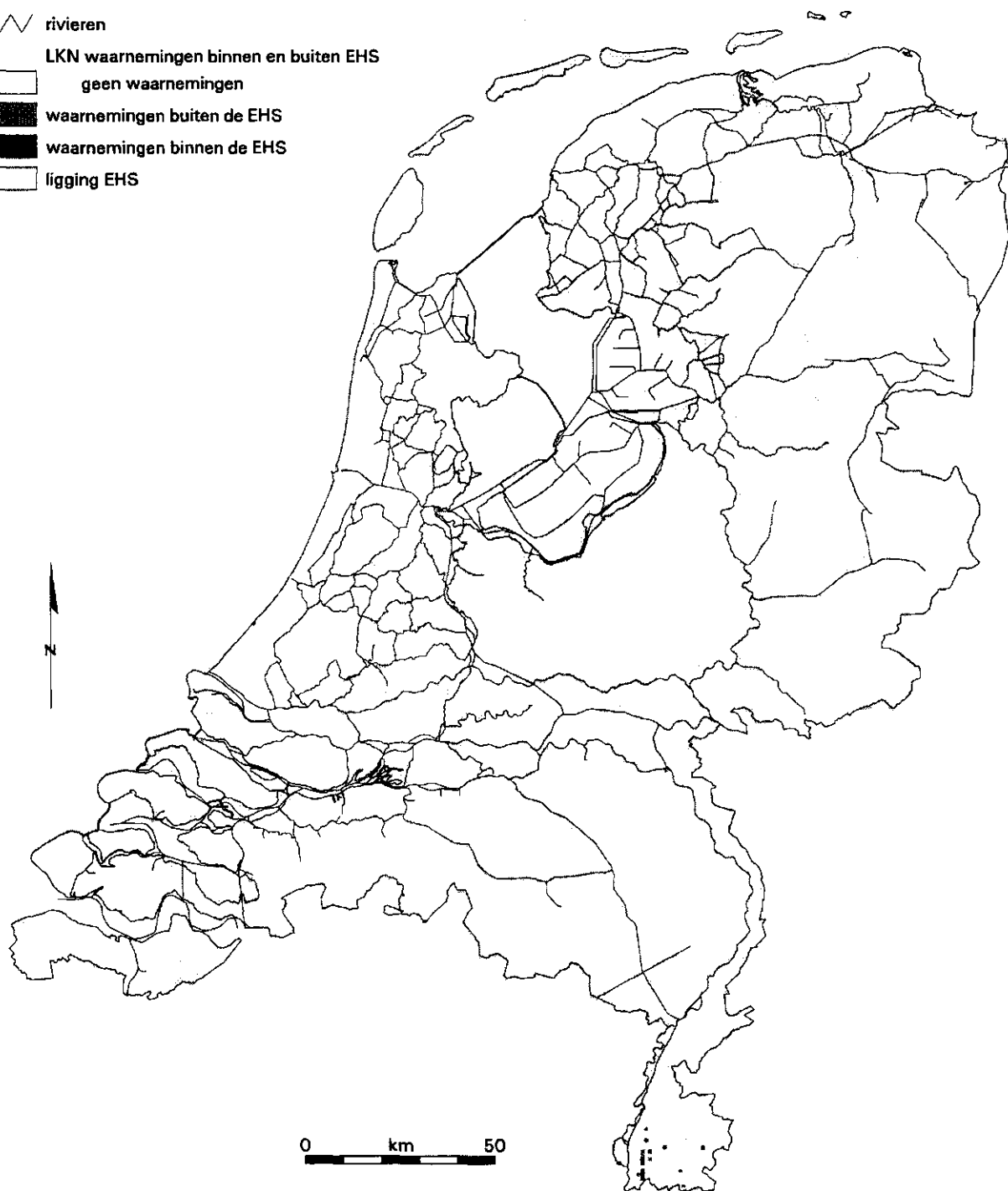
# Eikelmuis

## waarnemingen doelsoorten

∩ rivieren






### LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

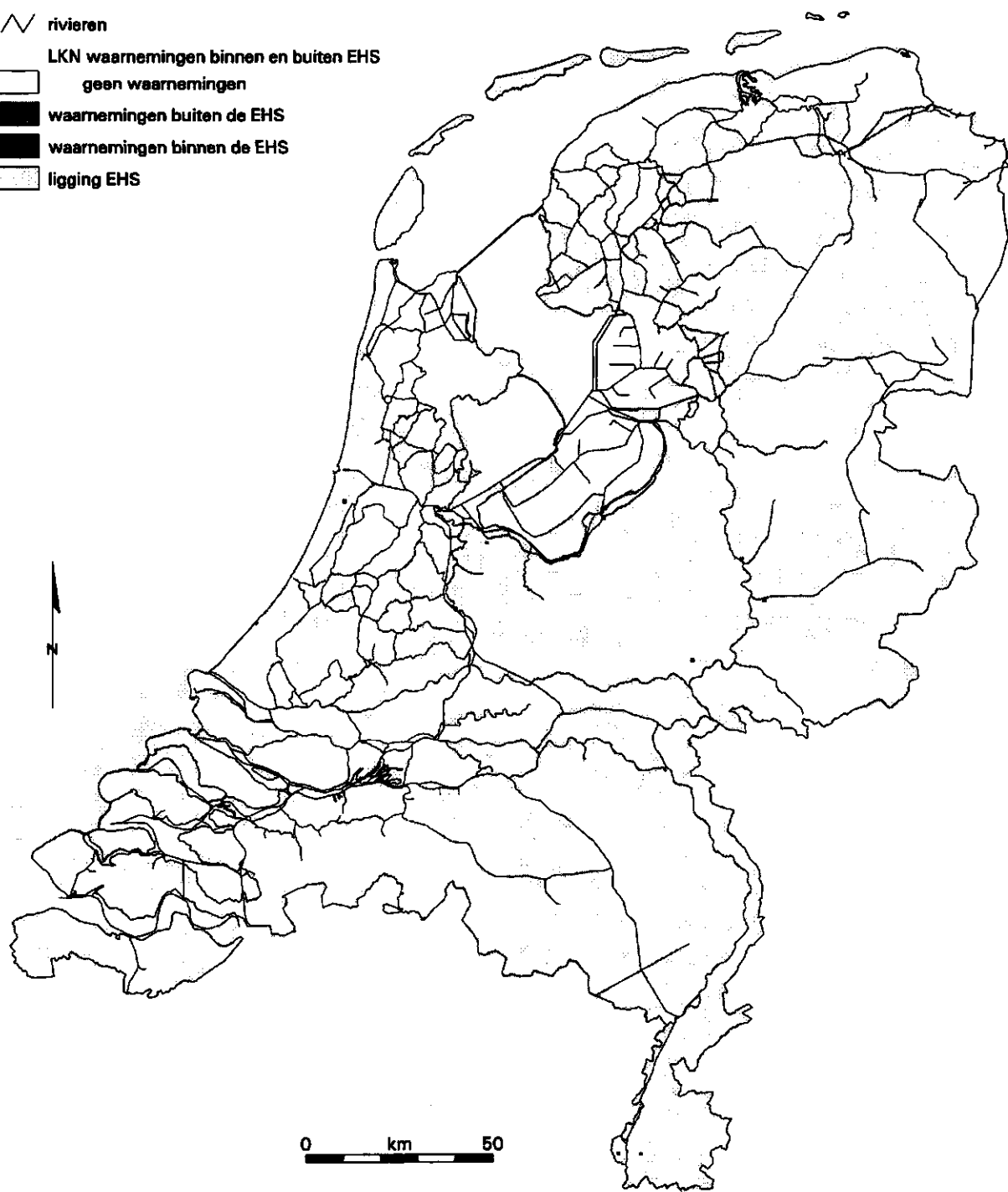
- geen waarnemingen
- waarnemingen buiten de EHS
- waarnemingen binnen de EHS
- ligging EHS



# Franjestaart

## waarnemingen doelsoorten

-  rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  -  geen waarnemingen
  -  waarnemingen buiten de EHS
  -  waarnemingen binnen de EHS
  -  ligging EHS



# Gladde slang

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

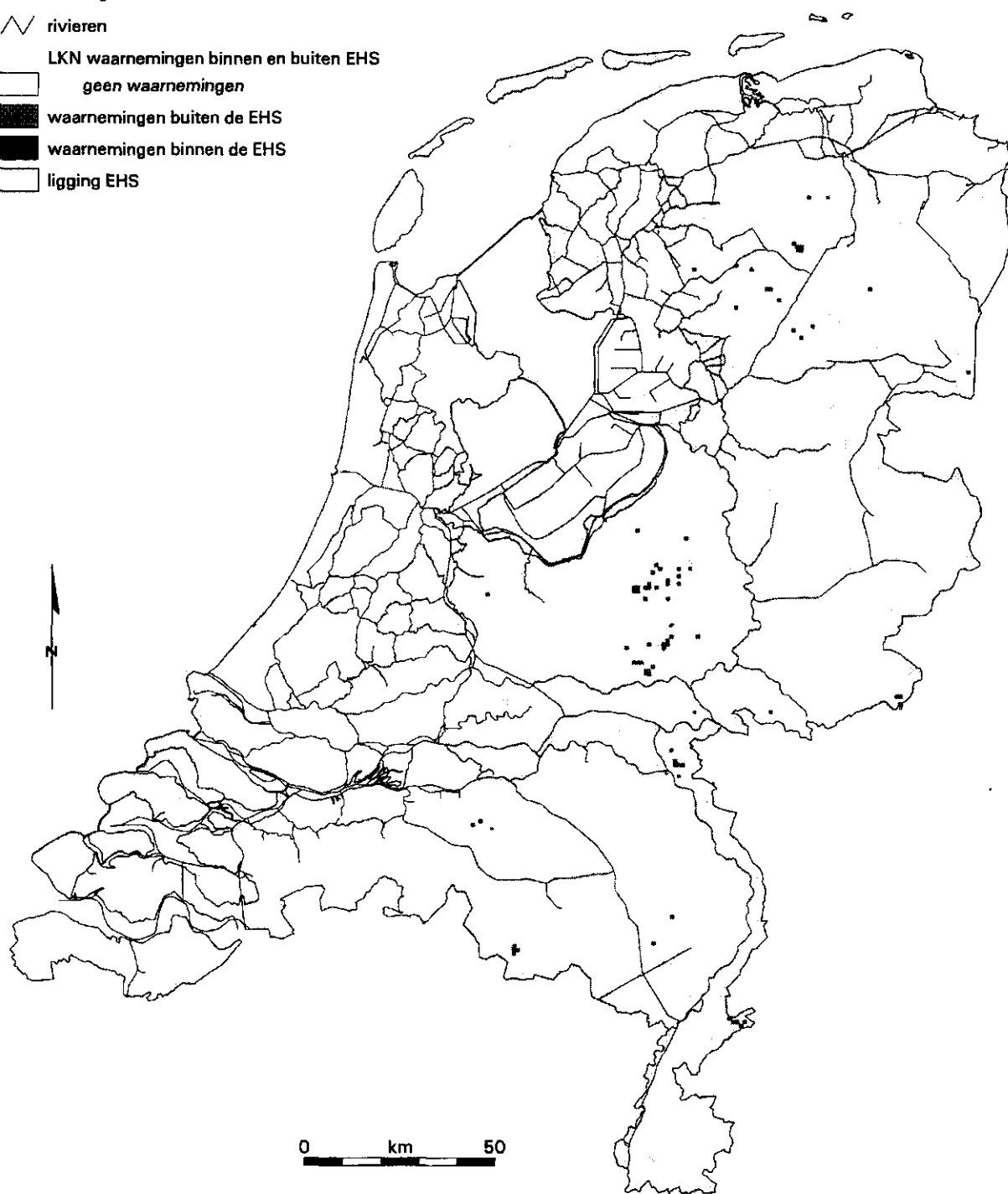
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Geelgors

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

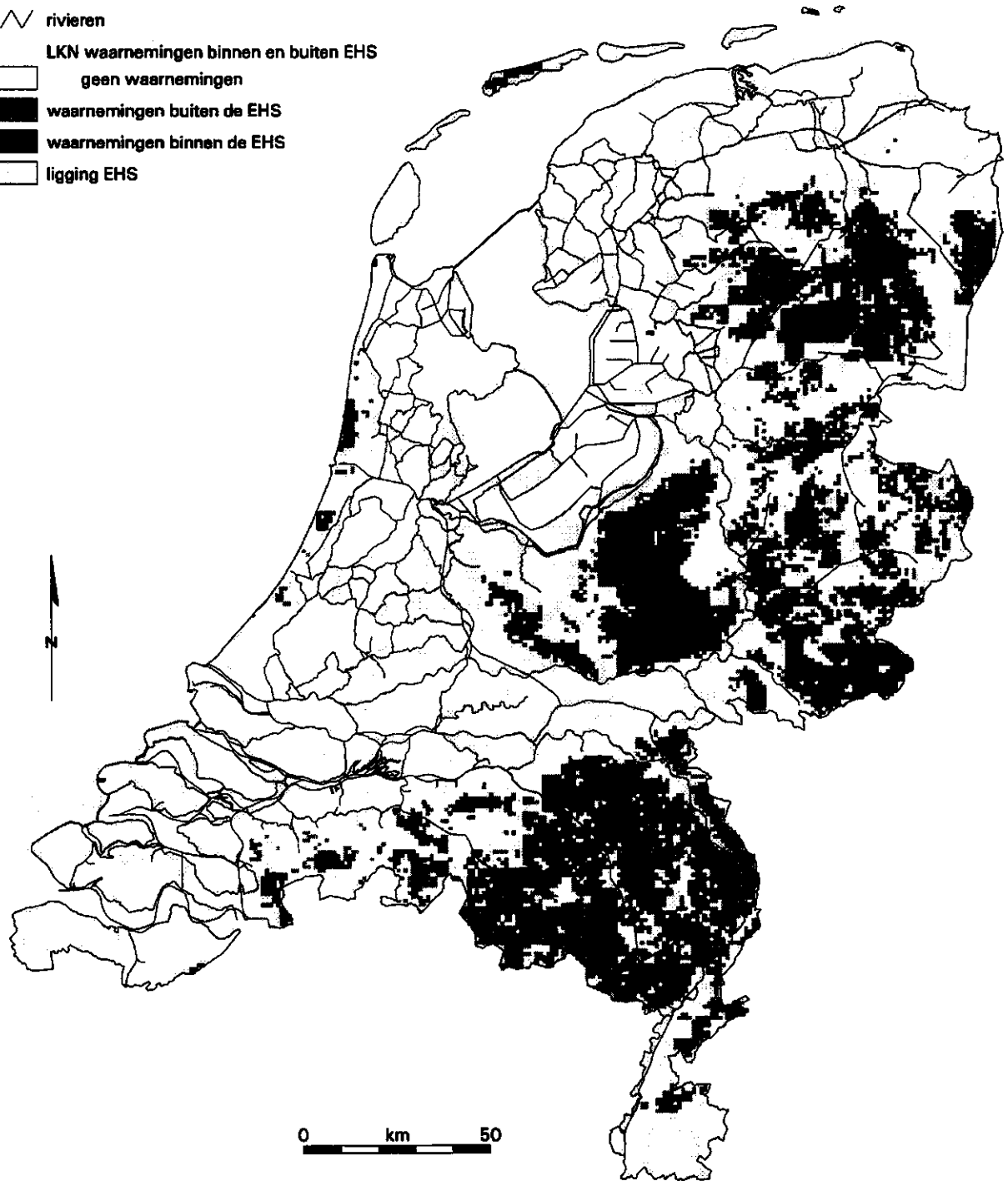
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS





# Grote hoefijzerneus

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

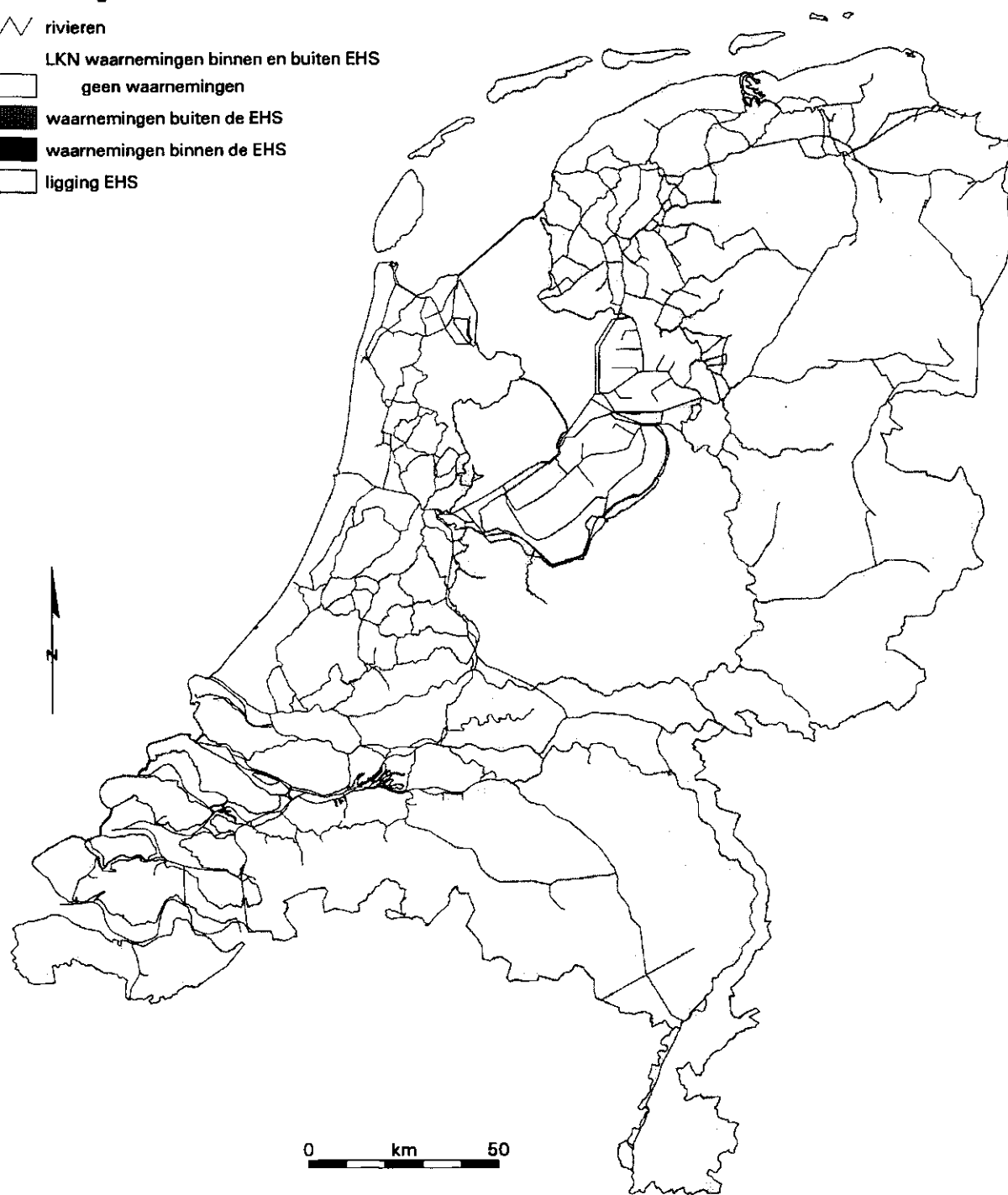
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Grutto

## waarnemingen doelsoorten

∩ rivieren

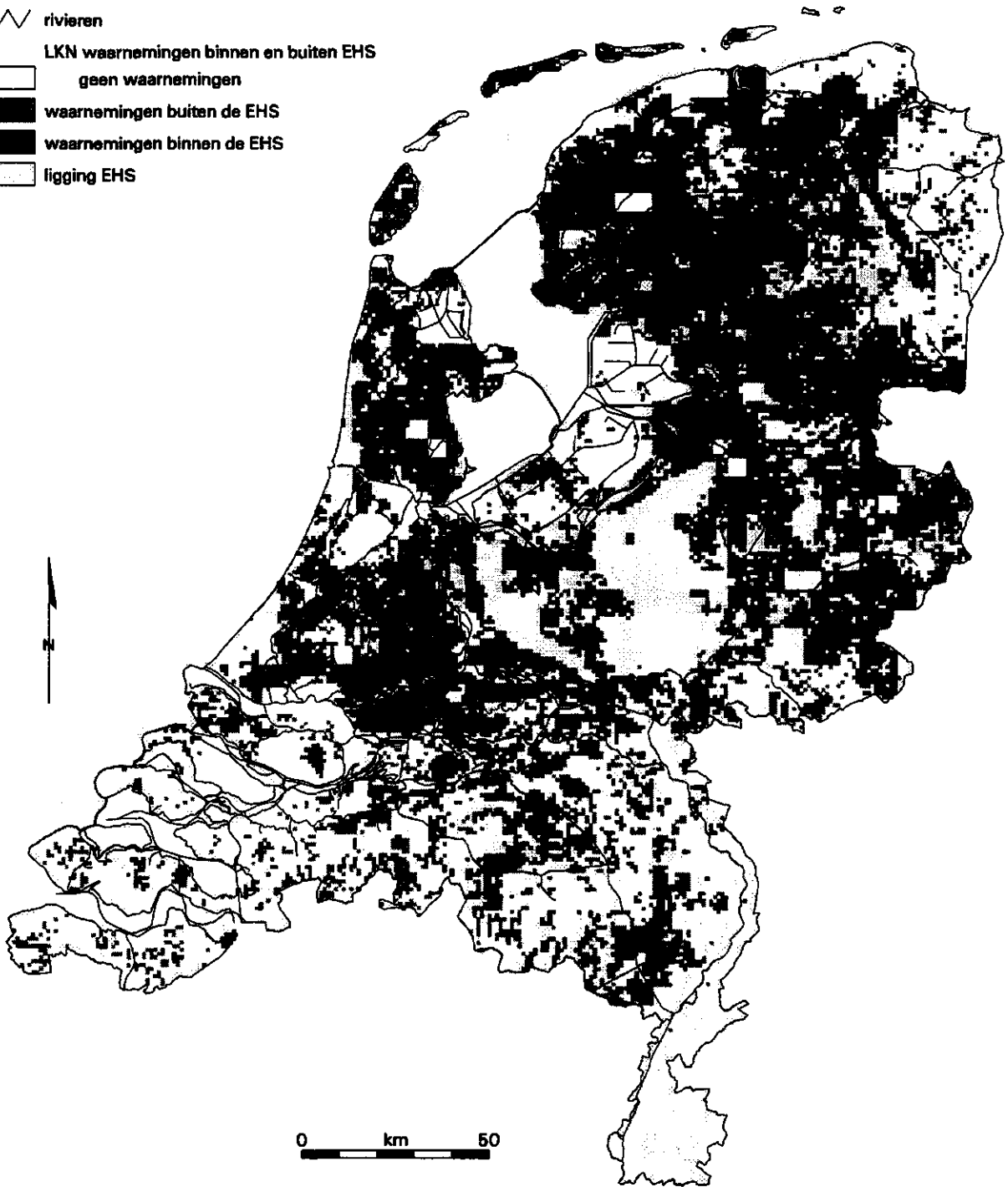
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Hamster

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

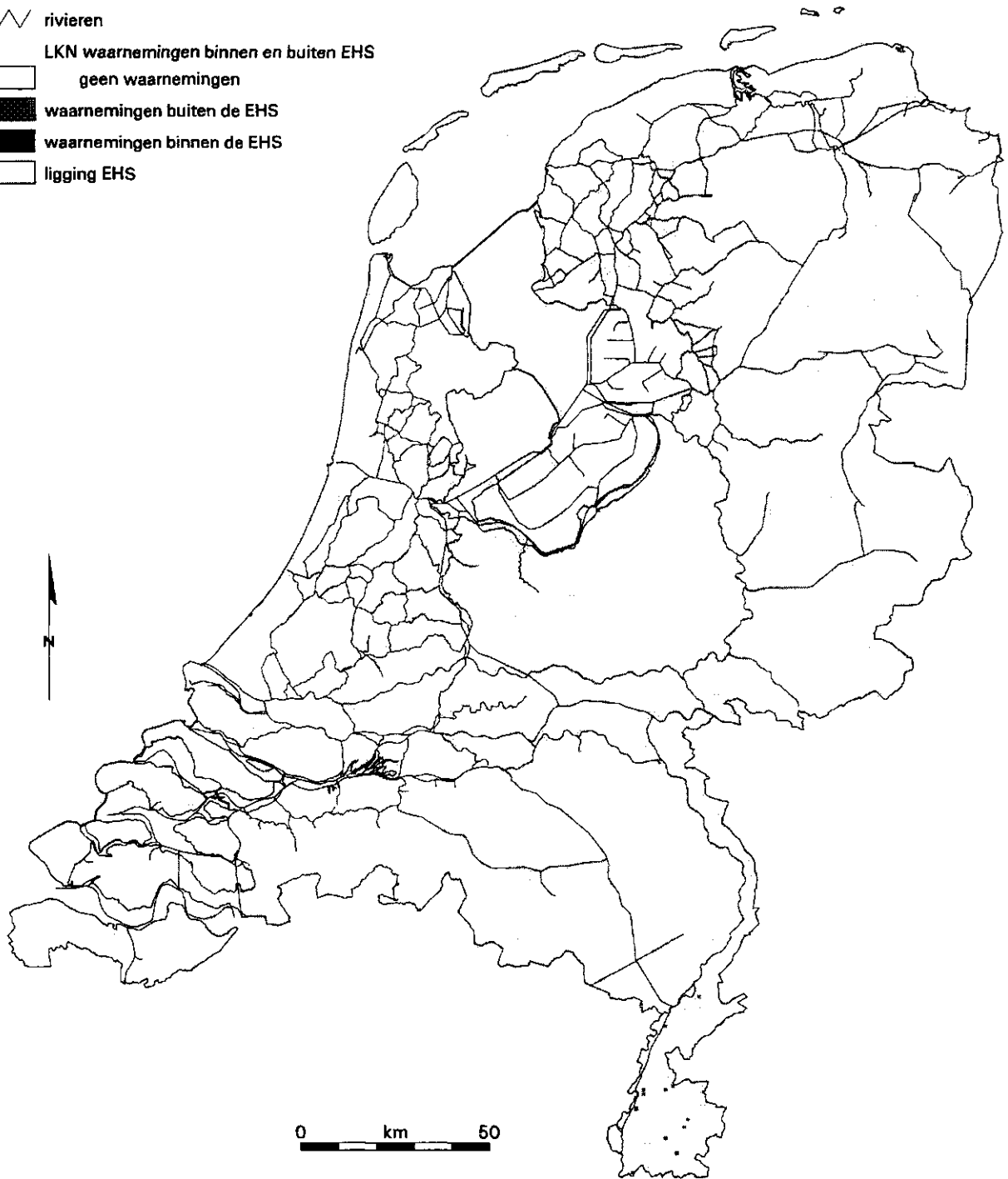
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS






■ waarnemingen binnen de EHS

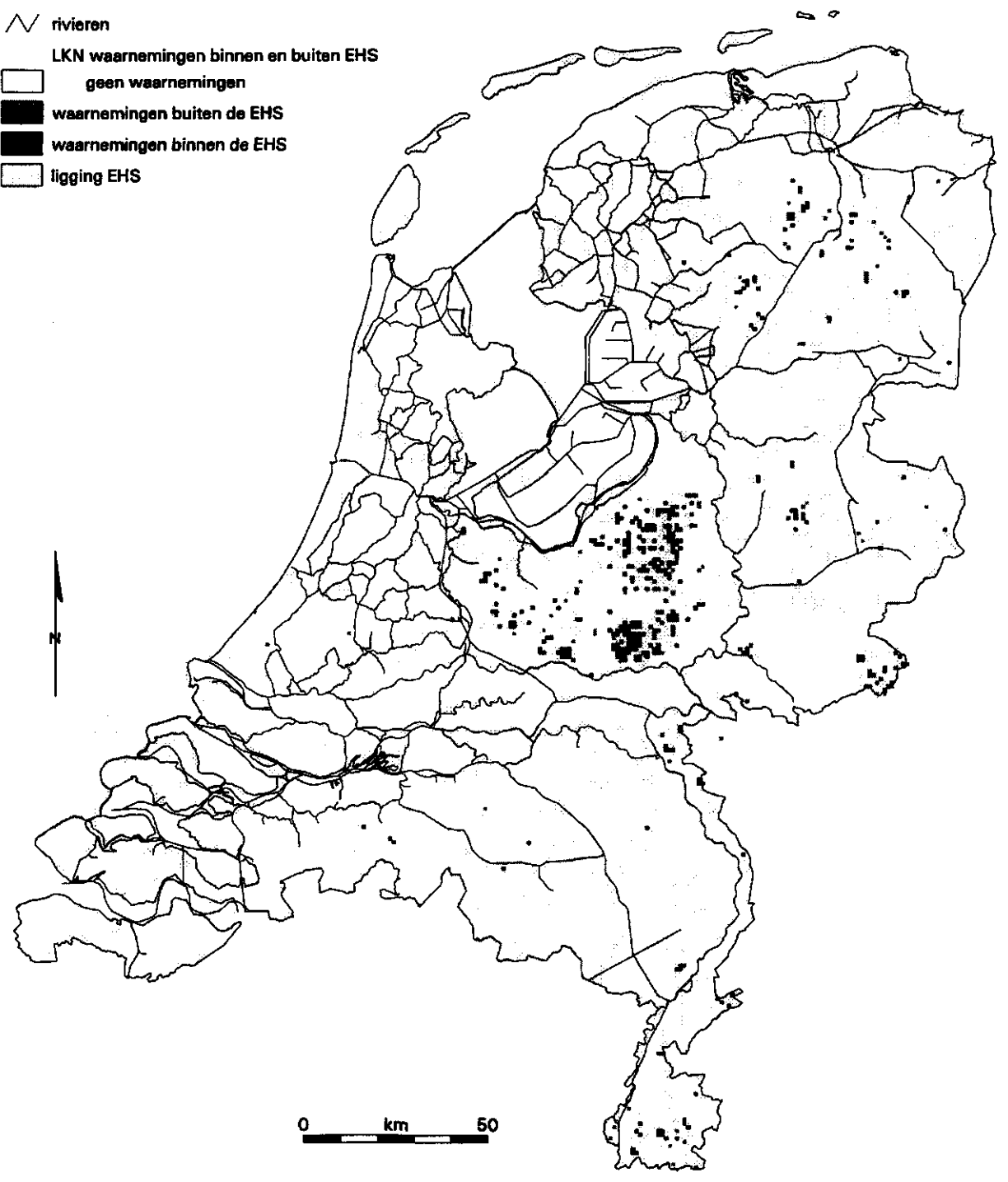
□ ligging EHS



# Hazelworm

## waarnemingen doelsoorten

-  rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  -  geen waarnemingen
  -  waarnemingen buiten de EHS
  -  waarnemingen binnen de EHS
  -  ligging EHS



# Ingekorven vleermuis

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

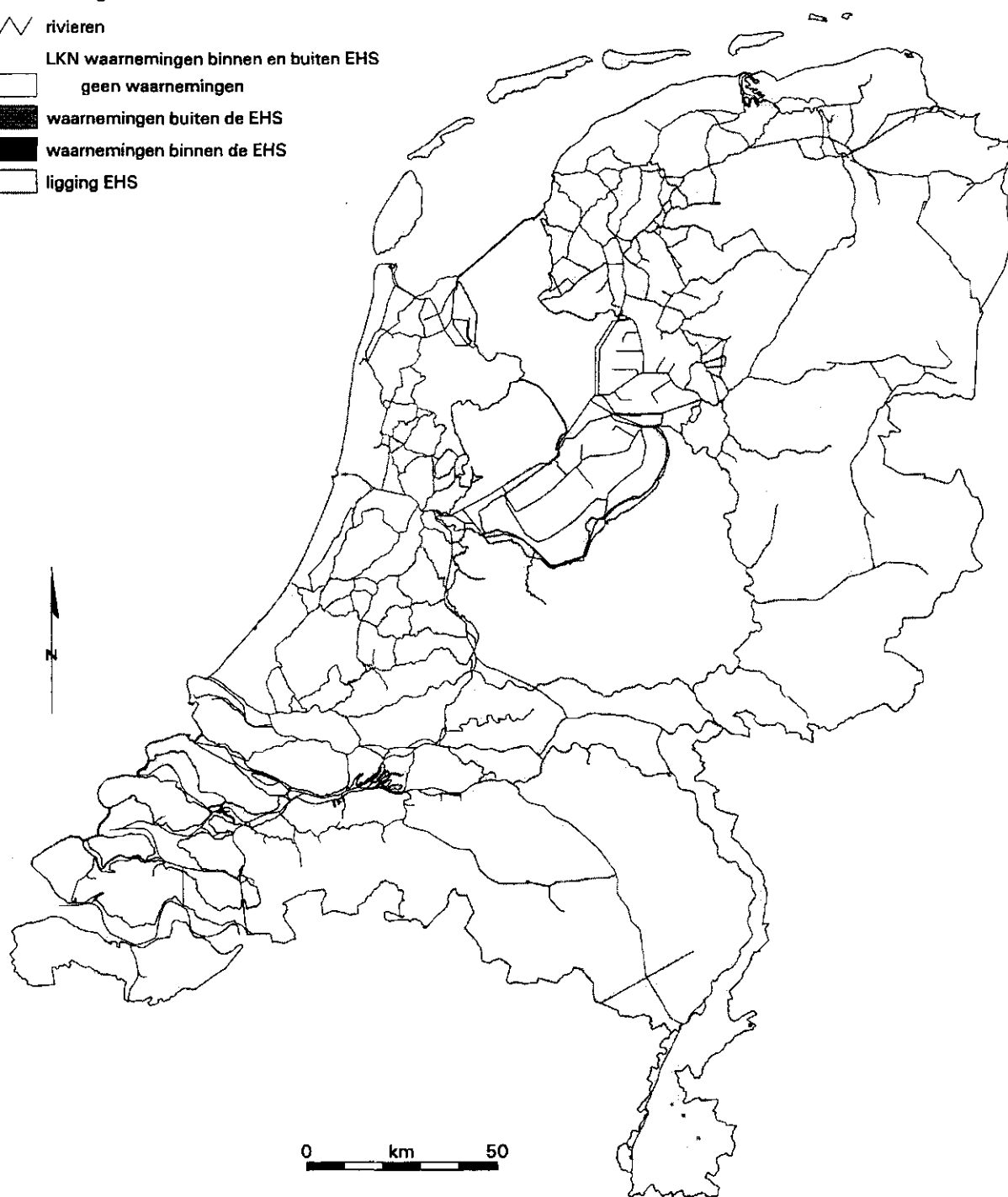
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Kamsalamander

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

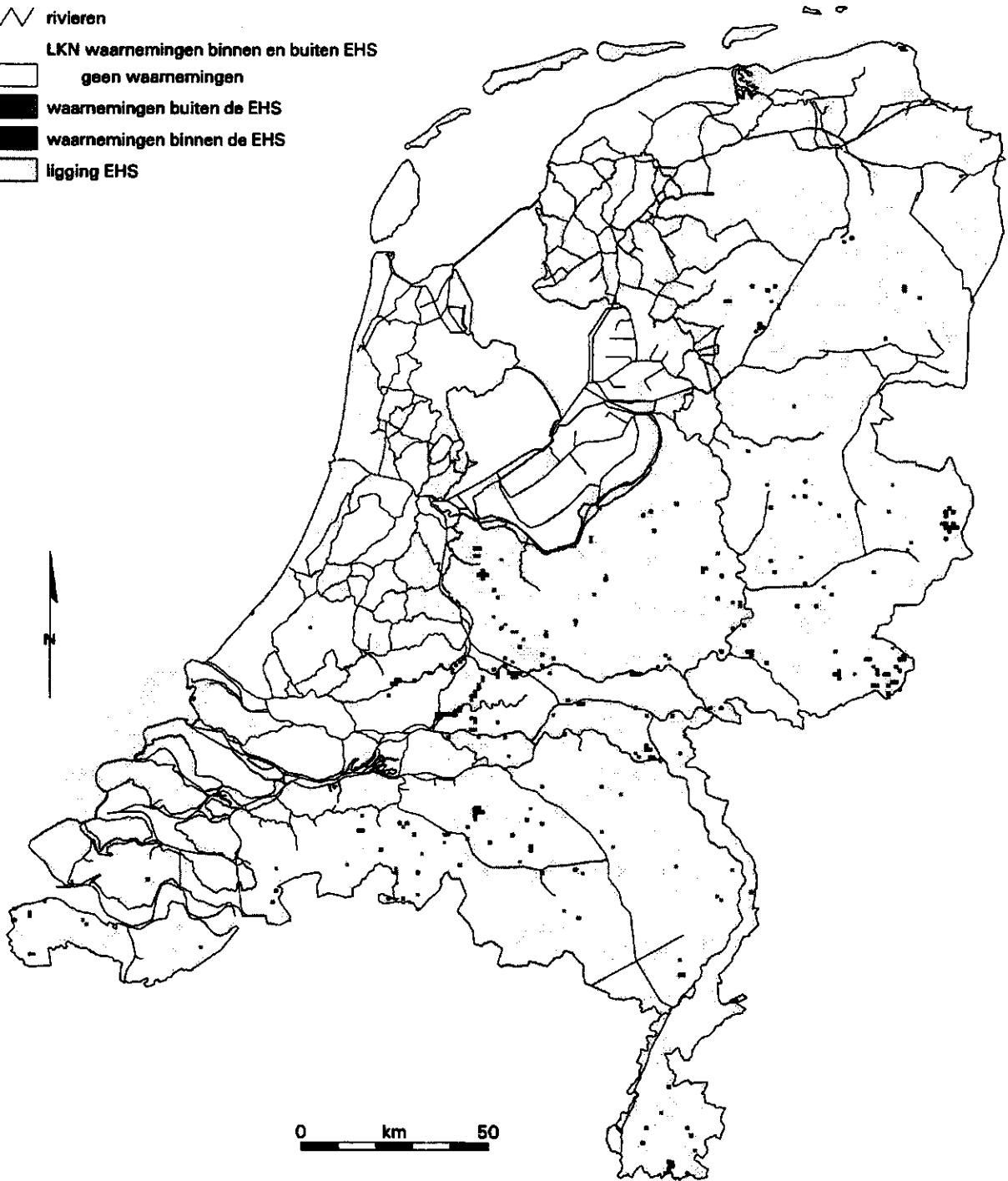
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Kleine hoefijzervleermuis

## waarnemingen doelsoorten

∩ rivieren

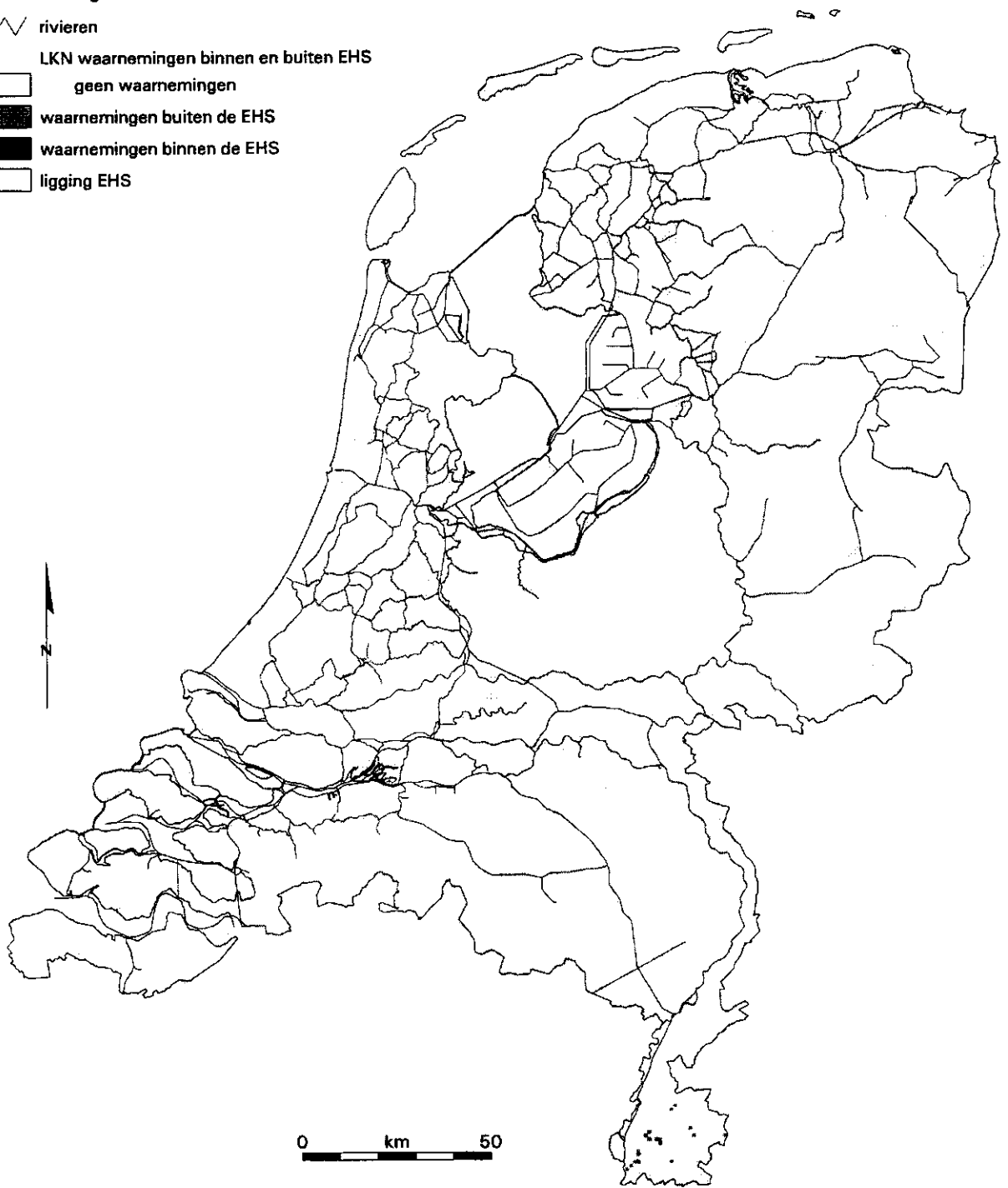
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

▨ waarnemingen buiten de EHS






■ waarnemingen binnen de EHS

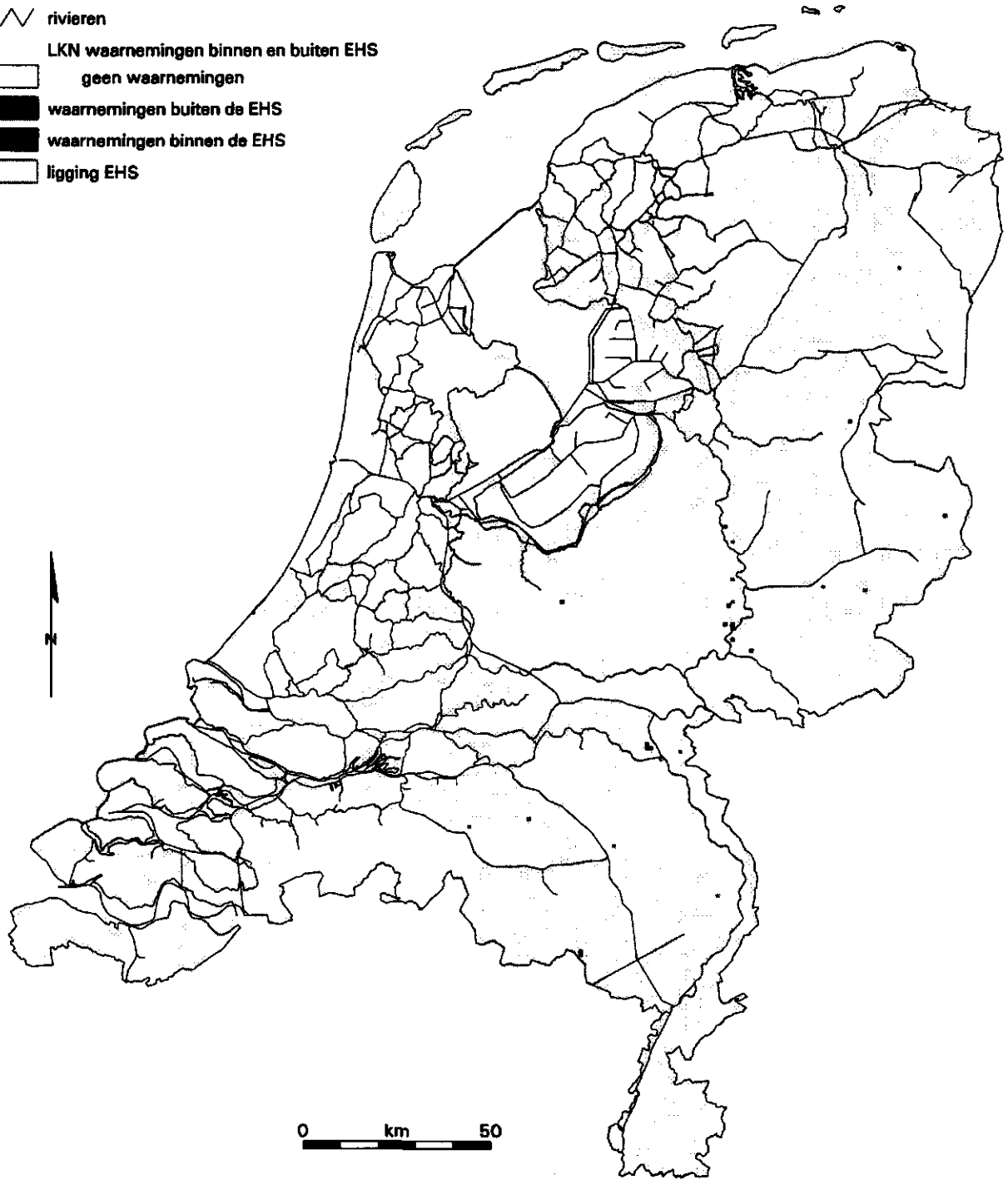
□ ligging EHS



# Knoflookpad

## waarnemingen doelsoorten

-  rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  -  geen waarnemingen
  -  waarnemingen buiten de EHS
  -  waarnemingen binnen de EHS
  -  ligging EHS





# Mopsvleermuis

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

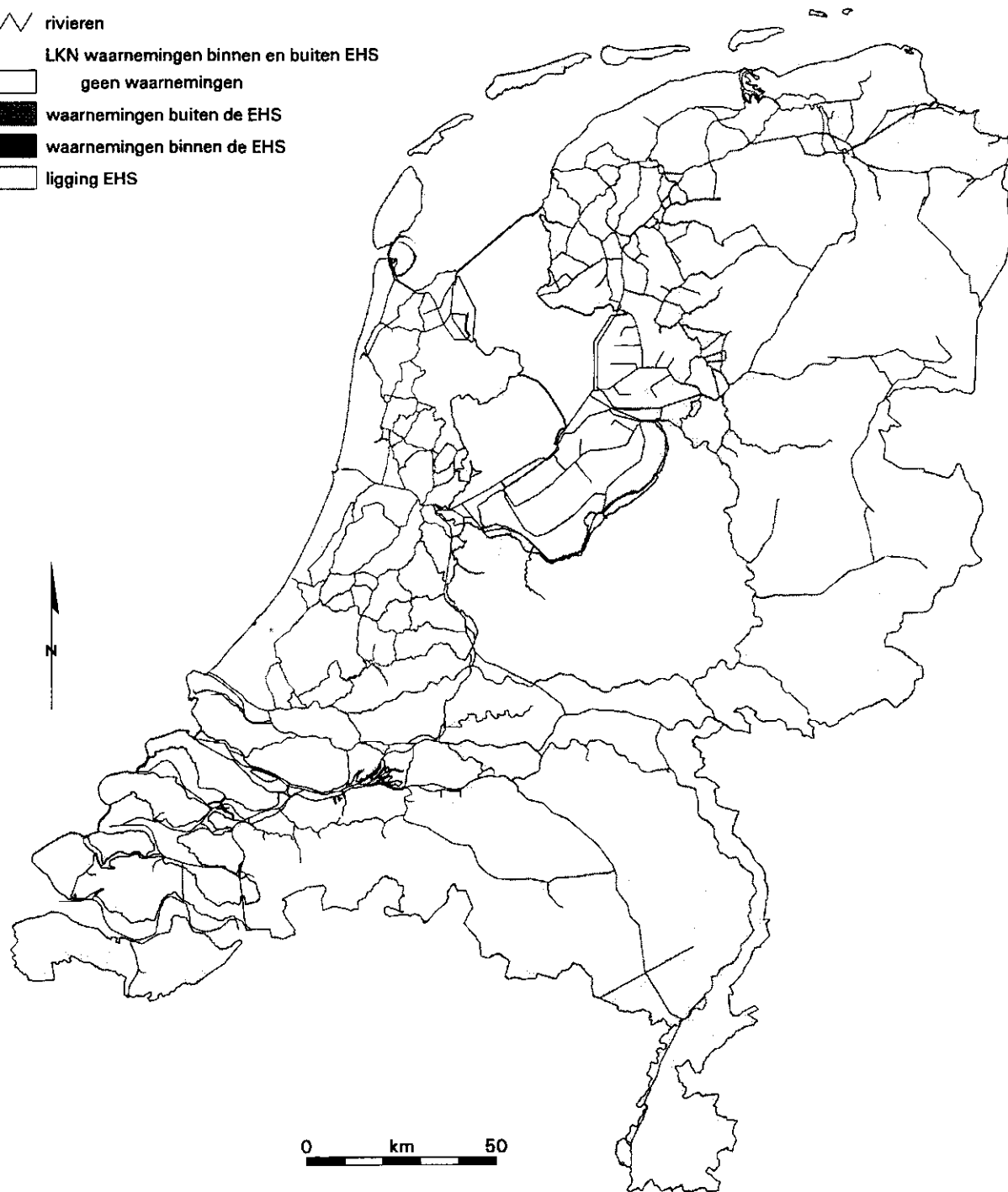
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Noordse woelmuis

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

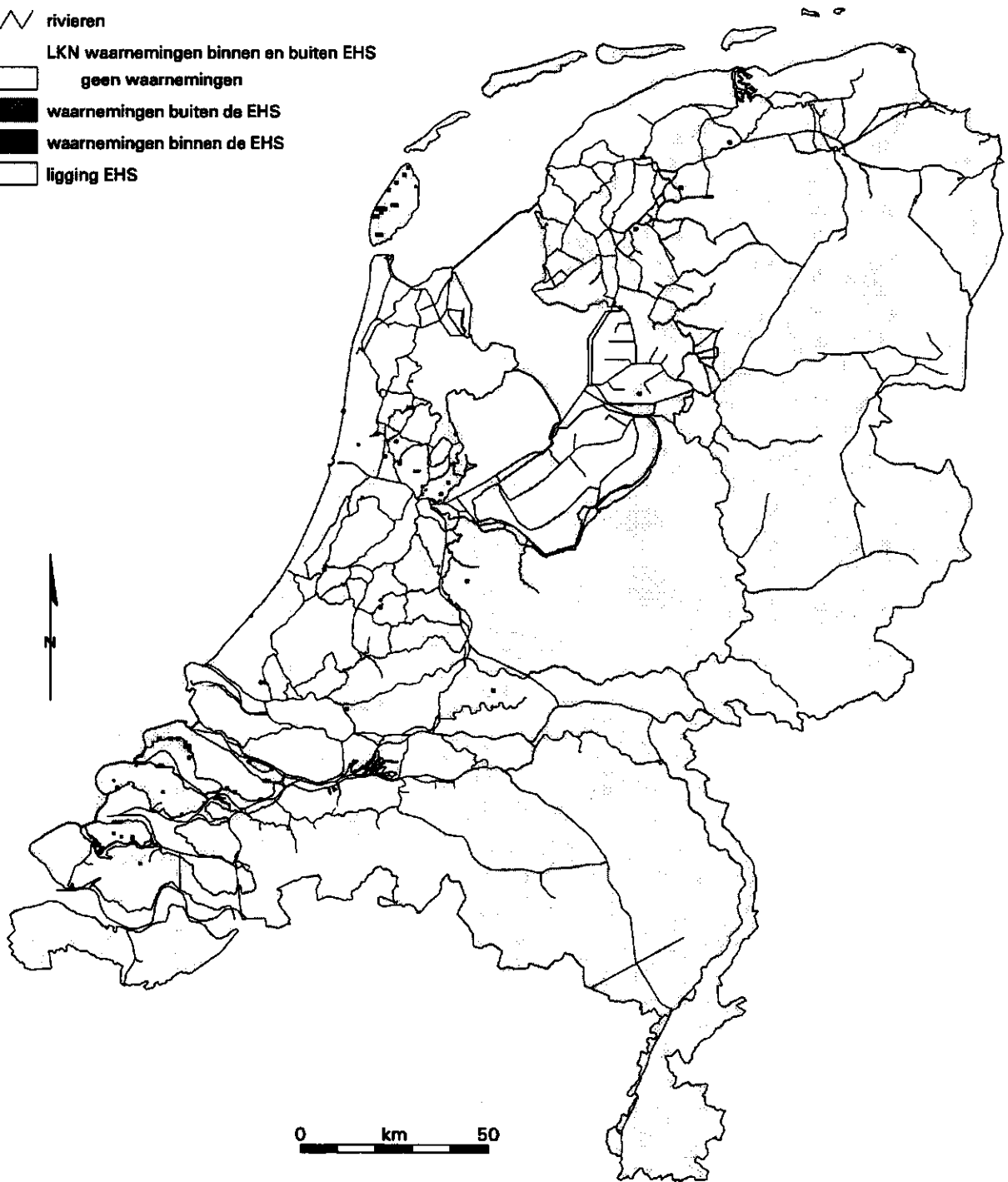
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Otter

## waarnemingen doelsoorten

∩ rivieren

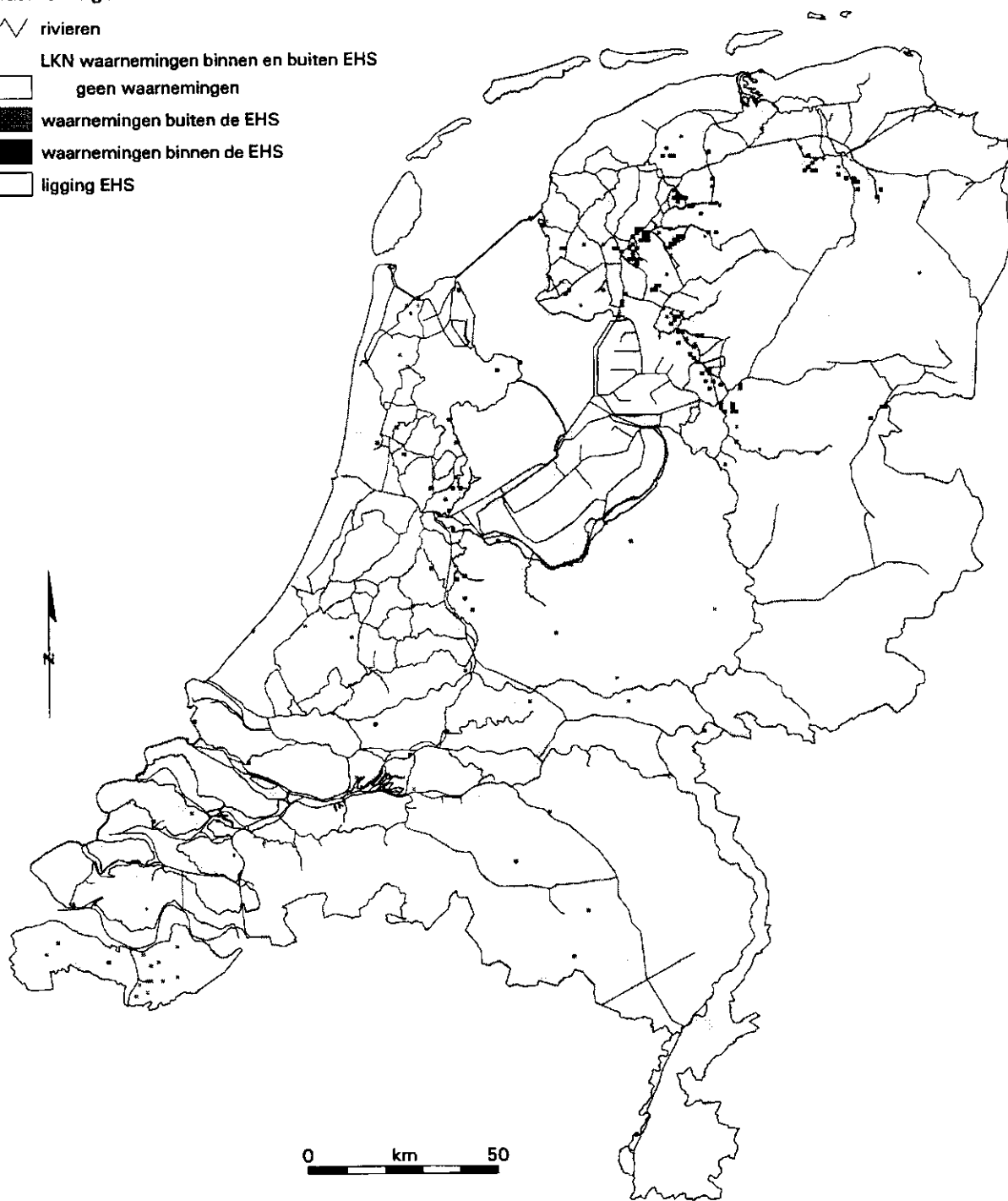
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Ringslang

## waarnemingen doelsoorten

∩ rivieren

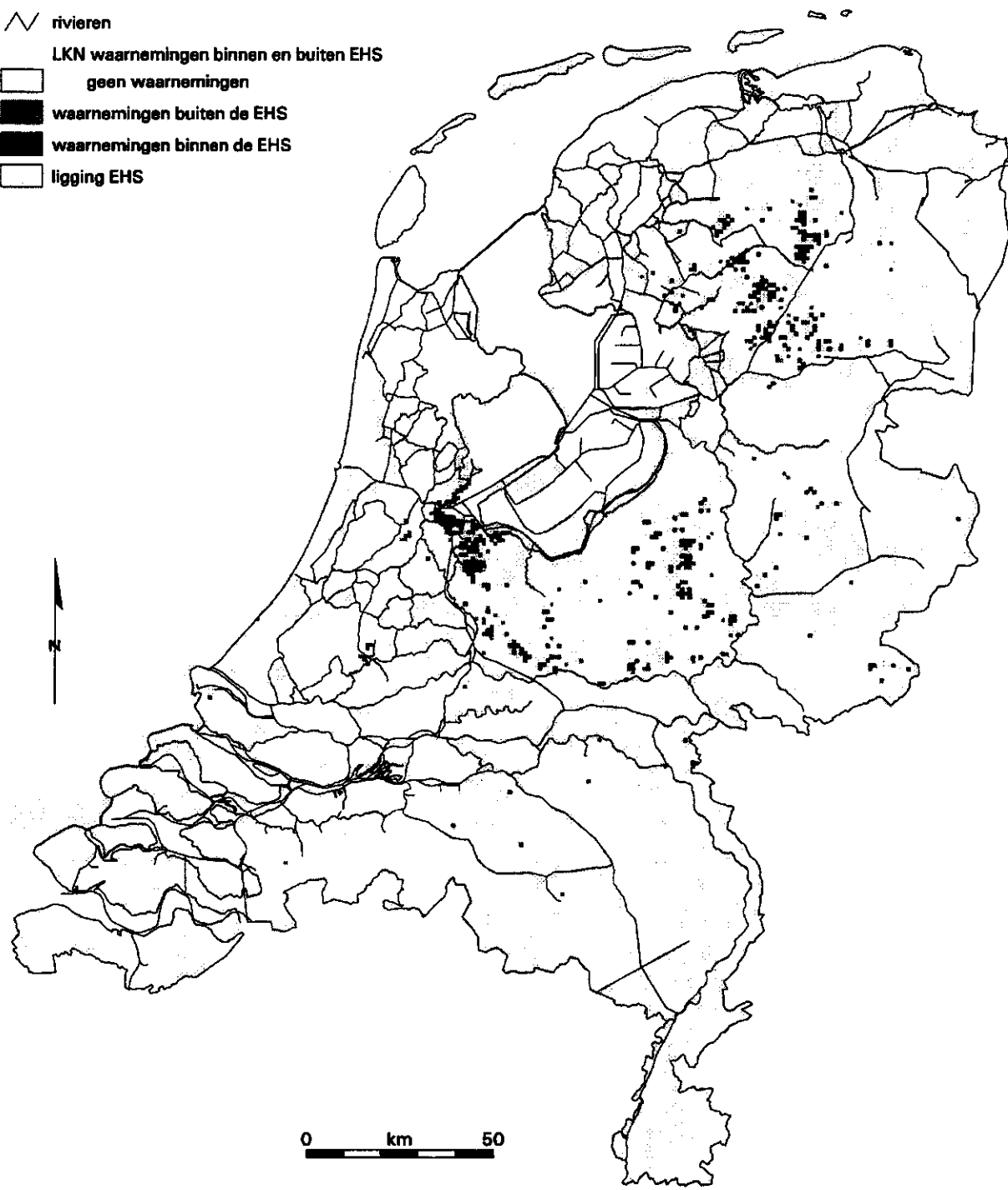
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Rugstreeppad

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

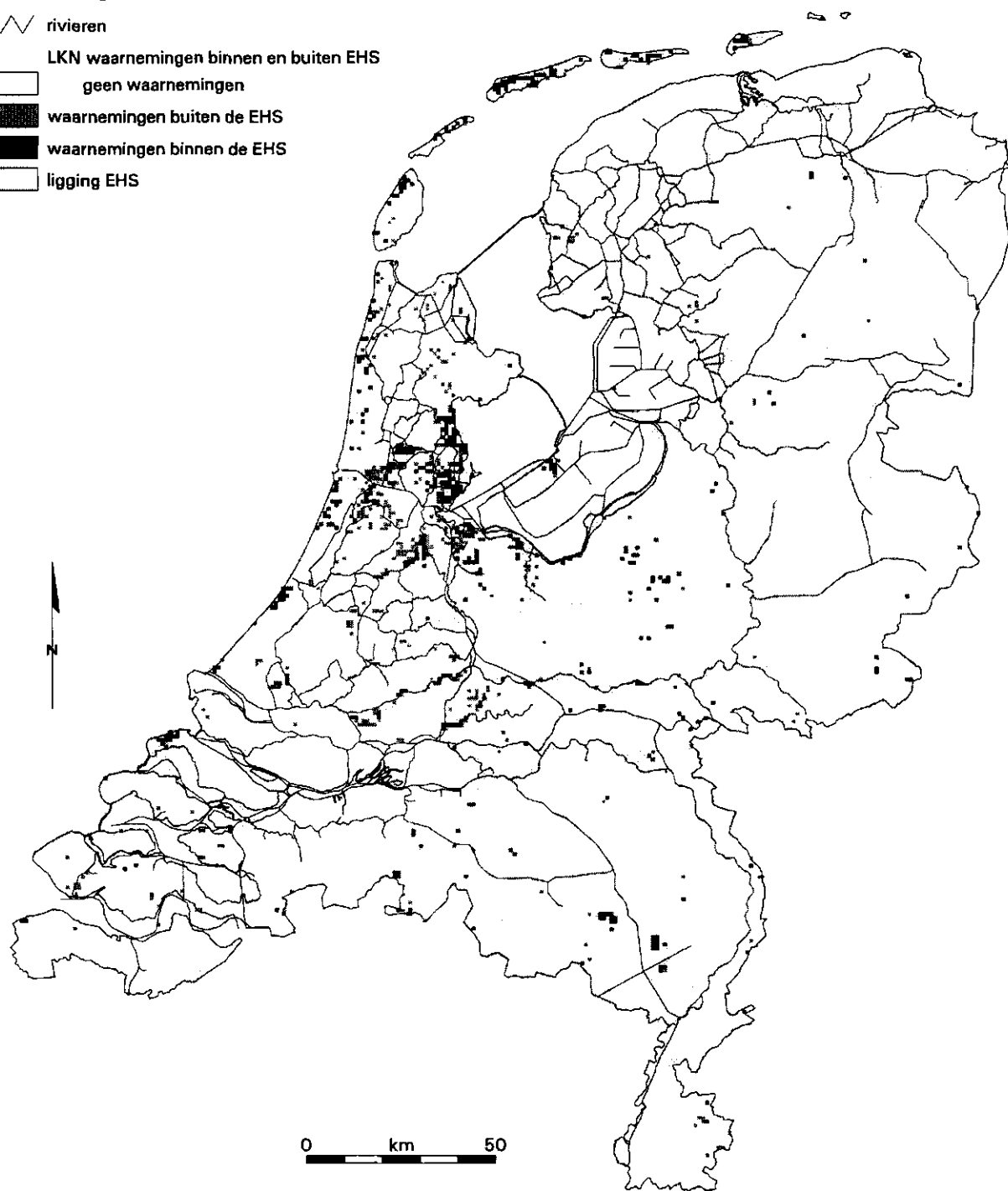
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Vale vleermuis

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

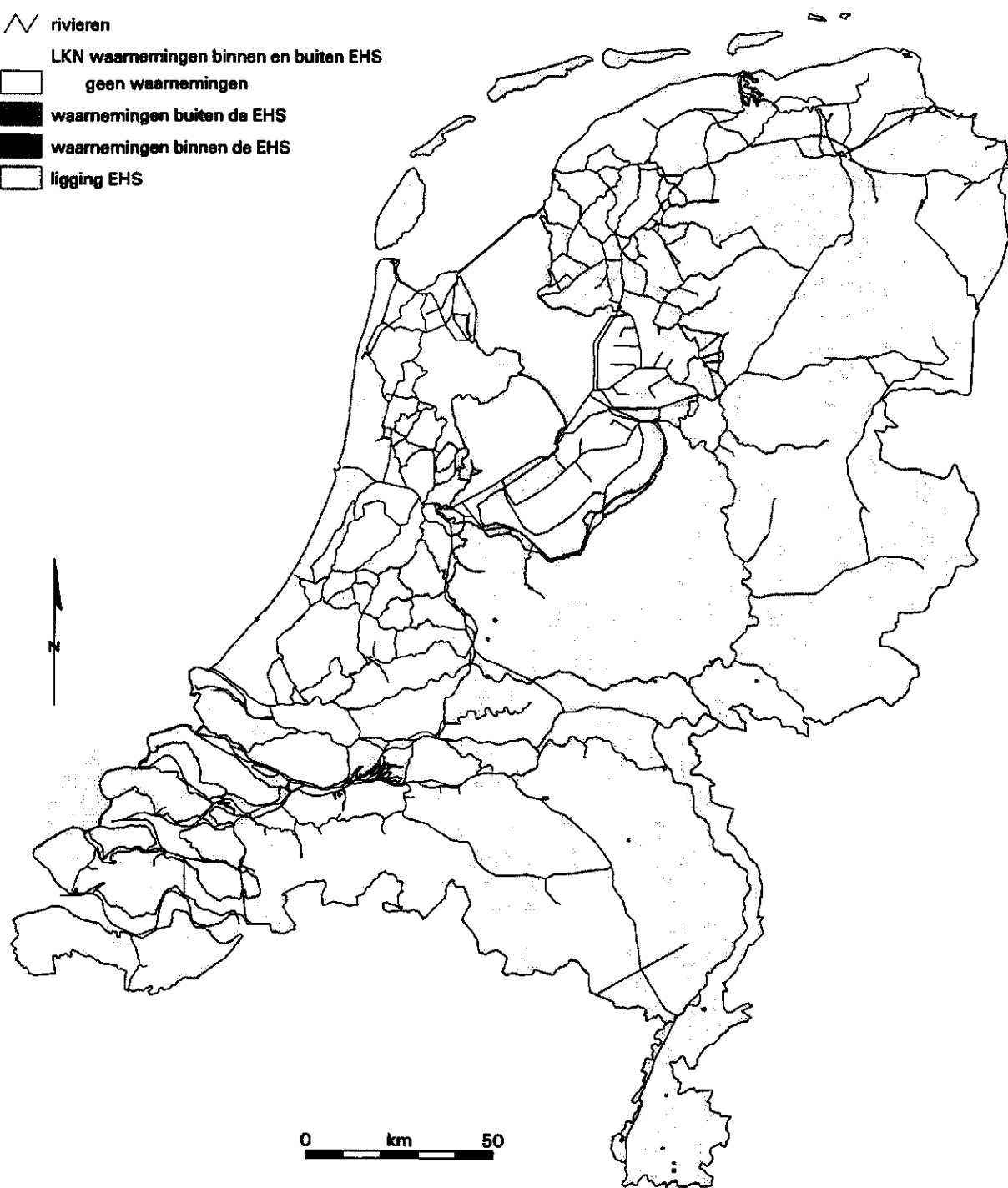
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Tapuit

## waarnemingen doelsoorten

∧ rivieren

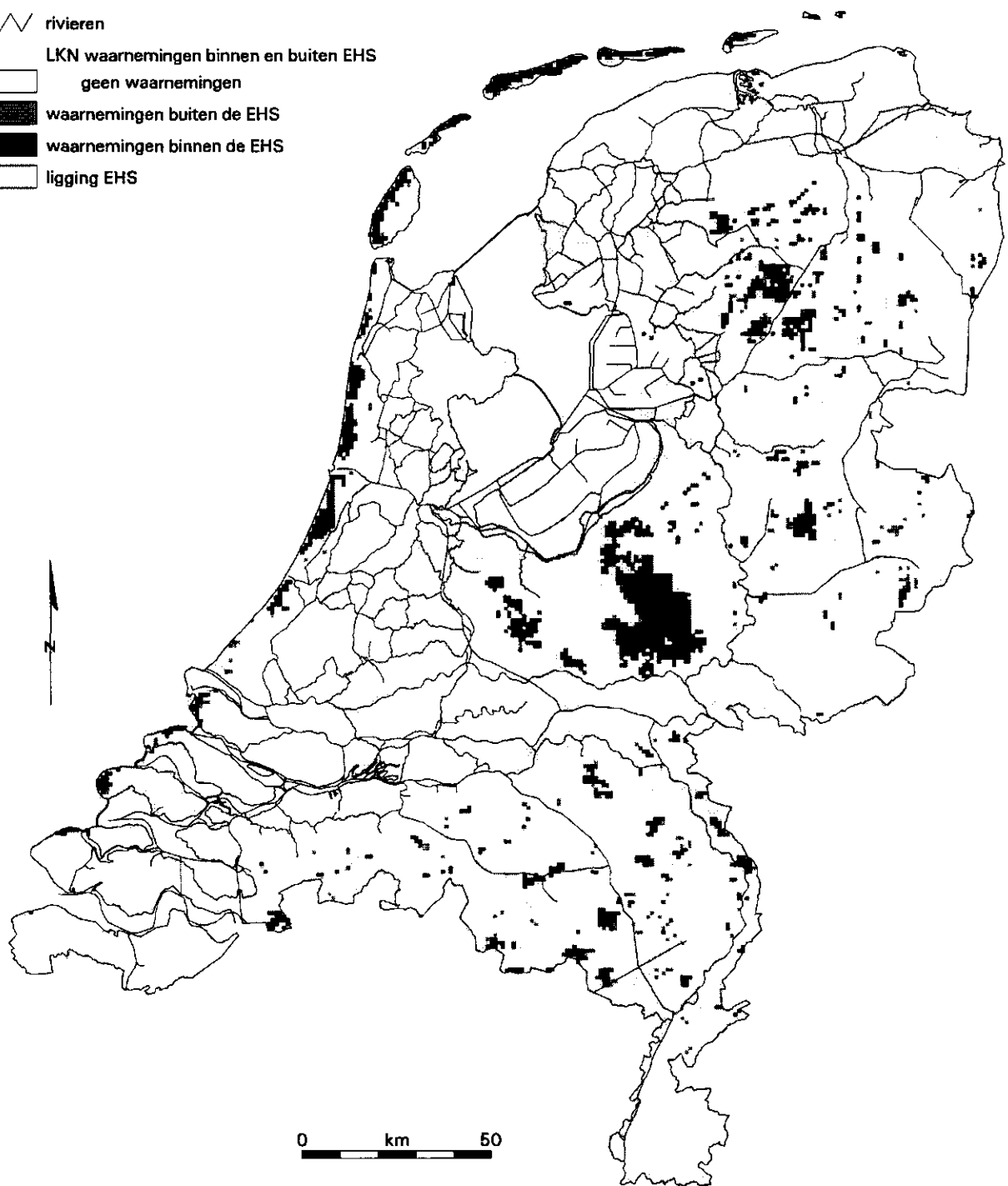
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

▒ waarnemingen buiten de EHS






■ waarnemingen binnen de EHS

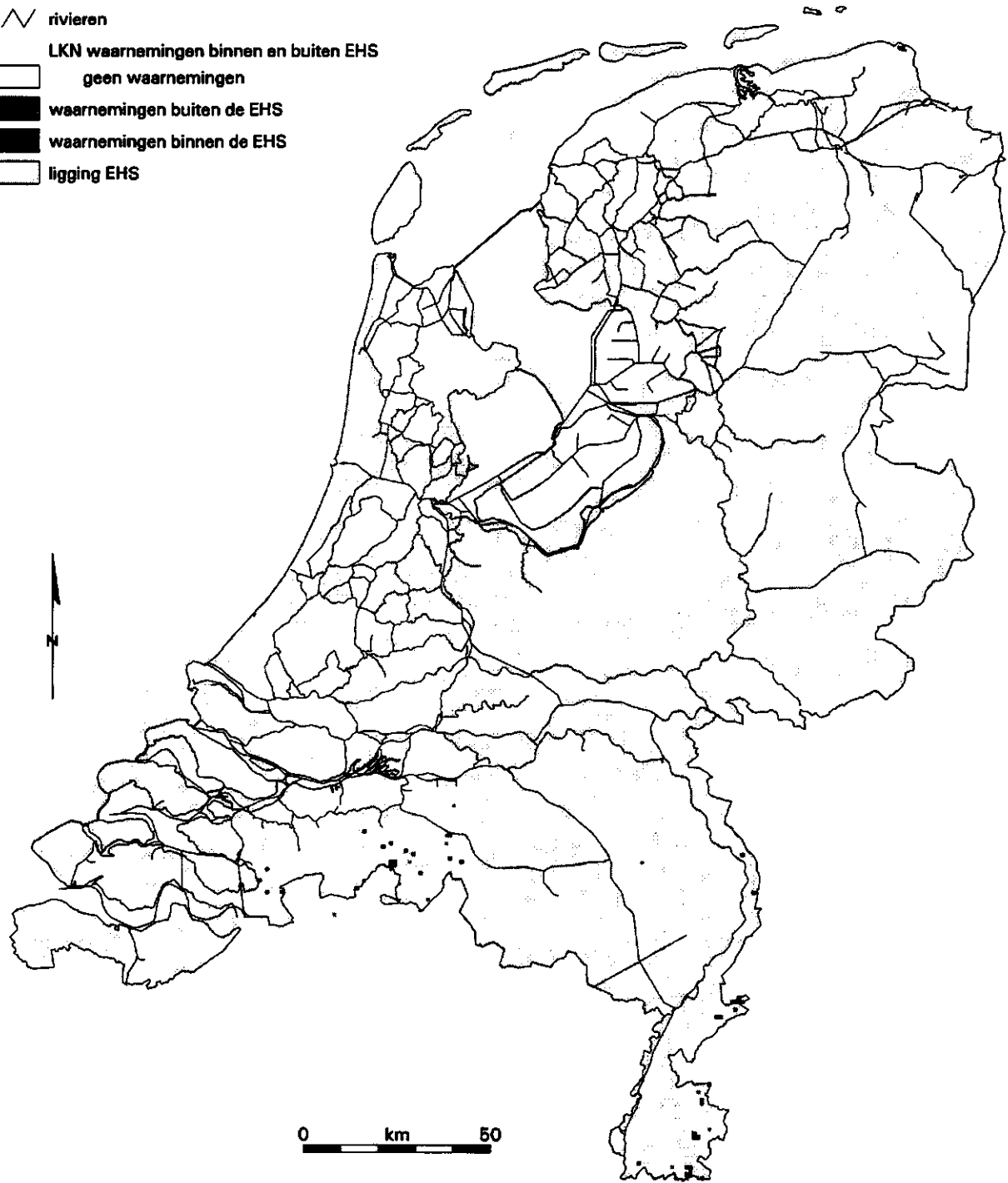
□ ligging EHS



# Vinpootsalamander

## waarnemingen doelsoorten

-  rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  -  geen waarnemingen
  -  waarnemingen buiten de EHS
  -  waarnemingen binnen de EHS
  -  ligging EHS





# Vroedmeesterpad

## waarnemingen doelsoorten

∩ rivieren

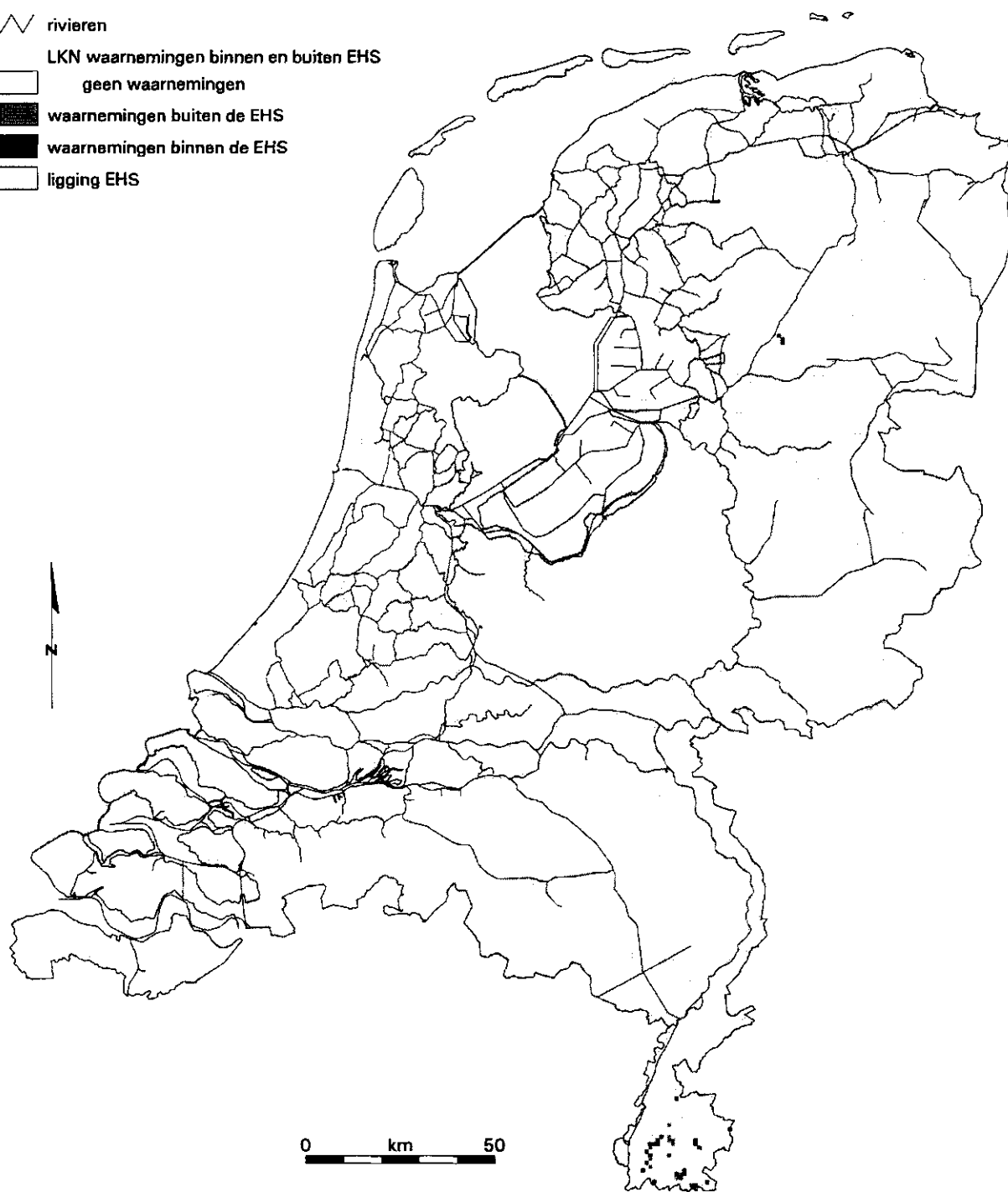
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Waterspitsmuis

## waarnemingen doelsoorten

∨ rivieren

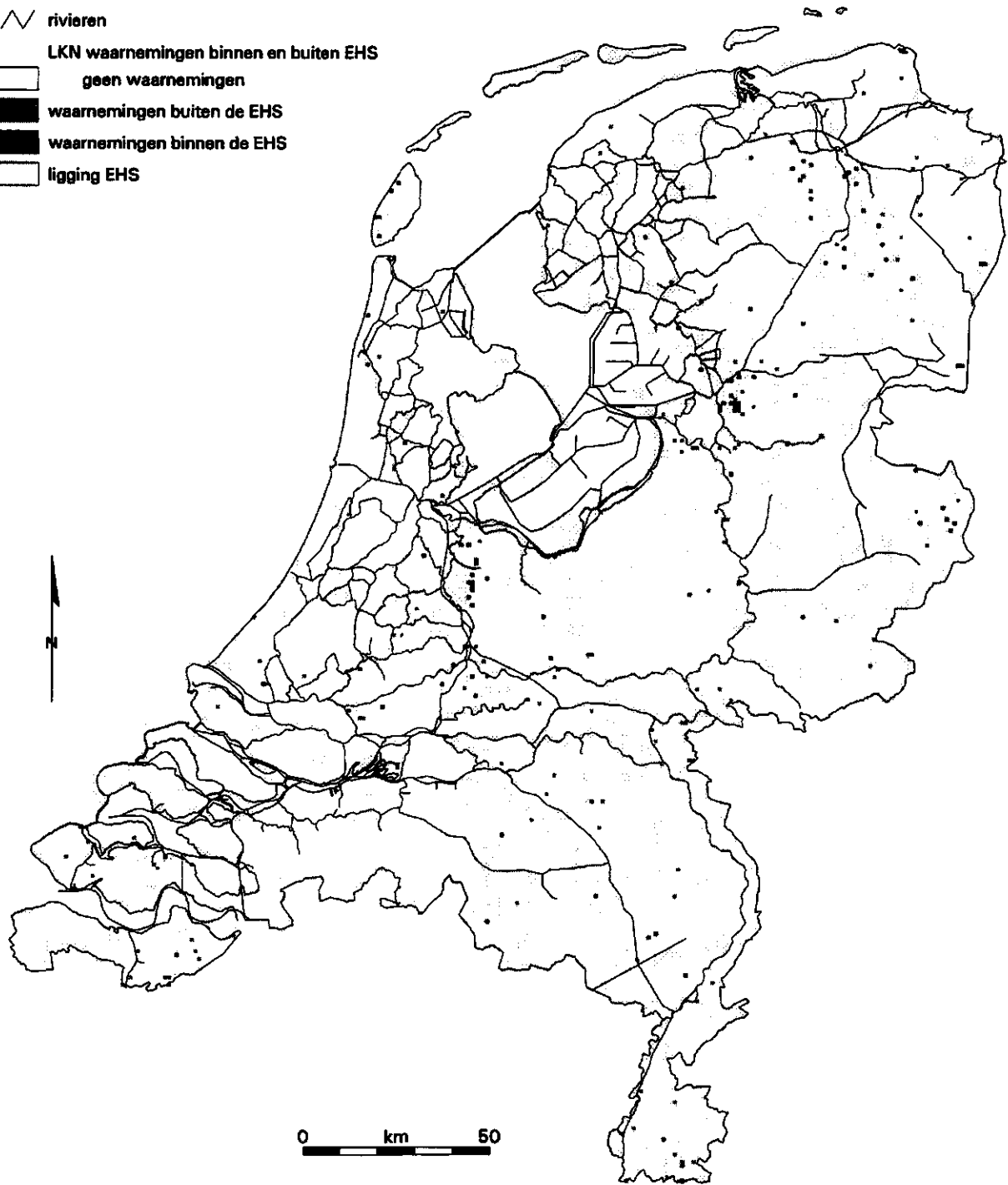
LKN waarnemingen binnen en buiten EHS

□ geen waarnemingen

■ waarnemingen buiten de EHS

■ waarnemingen binnen de EHS

□ ligging EHS



# Zandhagedis

## waarnemingen doelsoorten

- ∩ rivieren
- LKN waarnemingen binnen en buiten EHS
  - geen waarnemingen
  - waarnemingen buiten de EHS
  - waarnemingen binnen de EHS
- ligging EHS

