

Roodborsttapuiten in agrarisch cultuurlandschap

Onderzoek naar de eisen die
roodborsttapuiten stellen aan de omvang en
ruimtelijk samenhang van habitatplekken in
agrarisch cultuurlandschap

Ing. A.B. Goutbeek

Inhoud

1	Inleiding	11
1.1	Probleemstelling	11
1.2	Achtergrond	12
1.3	Doelstelling	13
1.4	Onderzoeksvragen	13
2	Roodborsttapuiten in het Noord-Brabantse landschap	15
2.1	Verspreiding en trends	15
2.2	Habitat	16
3	Methode	17
3.1	Inleiding	17
3.2	Hypothesen	17
3.3	Steekproefmethode	18
3.3.1	Onderzoekgebied	18
3.3.2	Selectie van proefvlakken	19
3.3.3	Connectiviteit	20
3.3.4	Geschikte proefvlakken	21
3.3.5	Kartering in het veld	22
3.3.6	Potentieel geschikt habitat	24
3.4	Statistische methode	25
3.5	Verklarende variabelen	25
4	Resultaten	27
4.1	Habitat kwaliteit en kwantiteit	27
4.2	Ruimtelijke samenhang	28
4.3	Connectiviteit	29
4.4	Landschapsmaten en ruimtelijke samenhang	32
5	Reflectie	35
5.1	Inventarisatiegegevens	35
5.2	Territoria en proefvlakken	35
6	Discussie	37

6.1	Habitat kwaliteit en kwantiteit	37
6.2	Ruimtelijke samenhang	38
6.3	Connectiviteit	39
6.4	Landschapsmaten en ruimtelijke samenhang	40
7	Conclusies.....	41
8	Toepassing.....	43

Woord vooraf

Dit rapport is geschreven in het kader van een afstudeeronderzoek van Wageningen Universiteit. Het onderzoek is een onderdeel van het Project Natuur en Identiteit van het Team Multifunctionele landschappen, afdeling Ecologie en Ruimte.

De totstandkoming van dit rapport is mogelijk gemaakt door bijdragen van verschillende personen. Allereerst wil ik Alex Schotman, als begeleider vanuit Alterra en Frank Berendse als begeleider vanuit de universiteit bedanken.

De verspreidingsgegevens zijn beschikbaar gesteld door Bouna van Noorden (Provincie Limburg), Patrick Martens (Provincie Noord-Brabant) en Ruud Foppen (SOVON). Paul Goedhart en Dick Brus hebben mij adviezen gegeven over het nemen van de steekproef en de statistische analyses. Daarnaast zijn er vele andere medewerkers van Alterra die hulp hebben geboden voor het uitvoeren van dit onderzoek. Hiervoor wil ik iedereen bedanken.

Samenvatting

De afgelopen decennia zijn veel vogelsoorten van het agrarisch cultuurlandschap in aantallen sterk achteruit gegaan. Een bekend voorbeeld hiervan is de roodborsttapuit (*Saxicola torquata*). Deze achteruitgang is waarschijnlijk veroorzaakt door achteruitgang van kwaliteit en kwantiteit van geschikte habitats als gevolg van intensivering van de landbouw, uitbreiding van steden en verdichting van het wegennet. Sinds de jaren negentig vindt er een opmerkelijk herstel van de landelijke populatie plaats. Dit herstel vindt echter niet overal plaats. Met name in Noord-Brabant en Limburg nemen de aantallen flink toe. In andere delen in Nederland die geschikt lijken, zoals Drenthe, blijft het herstel voornamelijk achterwege. De veronderstelling is dat de aanwezigheid en samenstelling van geschikte habitats en nog bestaande populaties van belang zijn voor het hervestigen van de soort. In het zuiden van Nederland bevinden zich nog enkele omvangrijke restpopulaties in natuurgebieden, die voor hervestiging in het agrarische cultuurlandschap als bron kunnen dienen. Om dit te onderzoeken zijn in Noord-Brabant aselect 196 proefvlakken van 500 bij 500 meter gekozen in het agrarische gebied. In deze proefvlakken is de aanwezigheid en samenstelling van de voor roodborsttapuiten geschikte habitats gekarteerd. De verspreidingsgegevens van de soort komen van reeds uitgevoerde inventarisaties. De 196 proefvlakken zijn evenredig verdeeld over connectiviteitsklassen. Connectiviteit is het relatieve aantal van bezette territoria rondom een proefvlak, berekend aan de hand van gewogen waarden voor afstand tot het proefvlak. Van de 196 proefvlakken zijn 166 uiteindelijk gebruikt voor analyse. De gebruikte methode is een meervoudige logistische regressie. Uit de analyse blijkt dat de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten een functie is van de connectiviteit en de hoeveelheid habitat. Connectiviteit blijkt van grote invloed te zijn op de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten in het agrarische cultuurlandschap. Bij een veronderstelde maximale dispersie afstand van 4 km is de verklaarde variantie het grootst. Bij de gemiddelde lengte van geschikt habitat (1000 meter) is de kans op aanwezigheid laag bij een lage connectiviteit en hoog bij een hoge connectiviteit. Dit betekent dat voor het realiseren van geschikte leefomstandigheden voor struweelvogels en in het bijzonder roodborsttapuiten deze binnen korte afstand van reeds bestaande populaties moeten liggen. De totale lengte is bij korte afstand tot de bronpopulaties minder van belang. De invloed van lengte neemt toe naar mate de connectiviteit (tussen lokale populaties) afneemt.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

De afgelopen decennia zijn veel vogelsoorten van het agrarisch cultuurlandschap sterk in aantal achteruit gegaan, in sommige delen van Nederland zijn ze zelfs helemaal verdwenen. Weidevogels als de grutto (*Limosa limosa*) en de kemphaan (*Philomachus pugnax*) zijn hier bekende voorbeelden van. Een andere soortgroep die sterk achteruit is gegaan in het agrarische landschap zijn de struweelsoorten. Soorten als grasmus (*Sylvia communis*), braamsluiper (*Sylvia curruca*) en geelgors (*Emberiza citrinella*) zijn sterk in aantal afgenomen, de ortolaan (*Emberiza hortulana*) zelfs helemaal verdwenen. Struweelsoorten komen voornamelijk voor in (hak)houtwallen, ruige akker-, weide- en slootranden, bermen en overhoeken. Door de toegenomen intensivering en schaalvergroting van de landbouw, verdichting van het wegennet en staduitbreidingen zijn veel van deze landschapselementen verdwenen. Hierbij verdween naast broed- en schuilplaatsen ook het noodzakelijke voedsel. Als gevolg hiervan kregen veel soorten het moeilijk in het agrarische gebied.

Eén van de soorten uit deze soortgroep die sterk is afgenomen in het agrarisch gebied is de roodborsttapuit (*Saxicola torquata*). Het habitat van deze soort zijn dichte, ruige kruidenvegetaties met verspreid aanwezige distels en andere onkruidstengels die als uitkijkpost kunnen dienen. Ze hebben voorkeur voor op het zuiden geëxponeerde hellinkjes zoals bermen langs onverharde wegen, greppels en slootkanten.

Vanaf de jaren zeventig is er een sterke afname van roodborsttapuiten in heel Nederland. Met name in het cultuurlandschap daalden de aantallen sterk. Omstreek 1990 werd vermoedelijk het dieptepunt bereikt. Opvallend is dat in deze periode de aantallen in natuurgebieden redelijk stabiel zijn gebleven of zelfs iets zijn toegenomen (*Castelijns, 1994*). Mogelijk fungeren bij het herstel restpopulaties in het agrarisch gebied en door gunstig terreinbeheer groeiende populaties in goed behouden natuurgebieden als bron (*Hustings & van Noorden 1999, van Seggelen 1999*).

De overheid wil ook in het agrarisch gebied natuurwaarden behouden. De Provincie Noord-Brabant bijvoorbeeld heeft hiervoor een speciaal struweelvogelbeleid ontwikkeld. In het streekplan 2002 zijn struweelvogelgebieden opgenomen. Echter tot op heden ontbreekt het aan kennis wat betreft de gewenste omvang, de maximale onderlinge afstand en de ruimtelijke kwaliteit van habitatplekken. Het is niet duidelijk wat de oorzaak is van de sterke teruggang in de jaren zeventig en tachtig en het op sommige plaatsen, soms explosieve, herstel van de roodborsttapuit in agrarisch cultuurlandschap sinds 1990.

1.2 Achtergrond

Binnen het huidige Natuur- en Landschapsbeleid wordt er meer aandacht geschonken aan de ontwikkeling van natuur in het agrarisch gebied. Ten behoeve van de integratie van landbouw met allerlei nevenfuncties van het landelijk gebied is het concept 'GBDA' ontwikkeld. GBDA staat voor Groen Blauwe DoorAdering.

Groenblauwe dooradering is een netwerk van landschapselementen in het agrarisch cultuurlandschap. Deze landschapselementen zijn meestal halfnatuurlijk zoals houtwallen, singels, ruige perceelranden langs weilanden of akkers, dijken, wegbermen, solitaire bomen, bosjes, sloten of poelen. Deze vaak kleine stukjes 'natuur' in het agrarisch gebied zijn belangrijk voor het voortbestaan van veel plant- en diersoorten.

Door het realiseren en behouden van een netwerk van deze kleine landschapelementen, wordt de functie natuur in het agrarisch gebied versterkt. Soorten die afhankelijk zijn van leefgebied buiten de EHS (Ecologische Hoofdstructuur) zoals weide- of struweelvogels of akkerkruiden, hebben baat bij de versterking van natuur in het agrarisch gebied. Tevens dient het als een refugium voor soorten en individuen die zich (tijdelijk) niet in de natuurgebieden kunnen vestigen. Naast de functie natuur heeft groenblauwe dooradering een functie voor het verhogen van de belevings- en recreatiewaarde van het agrarisch gebied. Hierbij kan gedacht worden aan het herstel van de (cultuur)historisch identiteit van het landschap en ontsluiting door middel van wandel- en fietspaden (*Opdam, Grashof & van Wingerden, 2000*).

Voor toepassing van het concept GBDA is een sterke behoefte aan concrete kennis over de effecten van GBDA op de voorkomen van soorten. Deze kennis kan worden toegepast bij het (her)inrichten van het landschap. Hierbij moet gedacht worden aan concrete gegevens zoals waar landschapselementen moeten komen en met welke omvang. Liggen in het landschap barrières zoals wegen, stedelijk gebied, boscomplexen of een open agrarisch landschap. Al dit soort vragen zullen moeten worden beantwoord, wil er een effectieve en acceptabele inrichting van het landschap tot stand komen.

1.3 Doelstelling

De doelstelling van dit onderzoek is het verkrijgen van een beeld van de eisen die roodborsttapuiten stellen aan de kwaliteit, ruimtelijke samenhang en connectiviteit van habitatplekken in het agrarisch cultuurlandschap.

De kwaliteit is de (mate van) geschiktheid van het gebied voor reproductie en overleving. De kwaliteit zal zoveel mogelijk worden beschreven in termen van de omvang en wijze van groenblauwe dooradering.

De ruimtelijke samenhang kan worden beschreven als de mate van clustering van geschikte habitats op lokaal niveau (binnen een territorium).

Onder de connectiviteit van habitatplekken wordt hier verstaan de ligging van clusters van geschikt habitat ten opzichte van andere clusters. In clusters van geschikt habitat kan sprake zijn van lokale populaties. Meerdere lokale populaties kunnen samen een netwerk-populatie vormen. De ligging wordt beschreven als de mogelijkheid tot uitwisseling tussen de verschillende populaties. Connectiviteit is de relatieve samenhang tussen bezette locaties gewogen naar afstand.

1.4 Onderzoeksvragen

Voor het verkrijgen van inzicht in het probleem, zijn een aantal onderzoeksvragen geformuleerd. De verschillende onderzoeksvragen benaderen het probleem elk vanuit een andere richting.

- A. Met welke kwalitatieve en kwantitatieve landschapsvariabelen in termen van groenblauwe dooradering, is de kwaliteit van een territorium van de roodborsttapuit te beschrijven?
- B. Wat is de invloed van de ruimtelijke samenhang van geschikte habitats op de kans op aanwezigheid?
- C. Wat is de invloed van connectiviteit op de aanwezigheid van de roodborsttapuit in het agrarisch cultuurlandschap?
- D. Is het mogelijk om met minder nauwkeurige variabelen voorspellingen te doen over het voorkomen van roodborsttapuiten?

2 Roodborsttapuiten in het Noord-Brabantse landschap

2.1 Verspreiding en trends

De roodborsttapuit heeft in de afgelopen drie decennia grote veranderingen meegemaakt. Dit betreft niet alleen de omvang van de populatie, maar ook de verspreiding over Nederland. Tot eind jaren zeventig kwam de soort met name voor in het agrarisch cultuurlandschap. De landelijke populatie werd in de eerste broedvogelatlas geschat op 2400-2600 paar (*Teixeira, 1979*) (dit is in de tweede atlas (*SOVON, 2002*) bijgesteld tot 4100-5800 paar). Eind jaren zeventig nam het aantal roodborsttapuiten in Nederland sterk af. Eind jaren tachtig wordt de populatie op 1600-2300 paar geschat. Met name in het agrarisch cultuurland van Drenthe, Twente, de Achterhoek en het rivierengebied is de soort nagenoeg verdwenen.

Begin jaren negentig vond herstel plaats van de landelijke populatie. Het herstel in het agrarisch gebied was echter lokaal. Alleen in delen van Noord-Brabant en Noord- en Midden-Limburg vond een soms meer dan spectaculair herstel plaats (tot wel 400%). In andere delen van Nederland bleef het herstel in het cultuurland uit, met uitzondering van Zeeuws-Vlaanderen waar de roodborsttapuit nooit verdwenen is uit het agrarisch cultuurlandschap.

In tegenstelling tot het agrarisch gebied nam het aantal in natuurgebieden niet of nauwelijks af of zelfs iets toe. Dit als mogelijk gevolg van het veranderende terreinbeheer dat plaats vond. Verboste delen van heideterreinen werden gekapt en vervolgens extensief begraasd, waardoor het terrein open bleef. In de duinen heeft de uitbreiding van duinstruweel, na decimering van de konijnenstand door ziekte, een positief effect gehad op de aantallen broedparen.

De huidige landelijke populatie wordt geschat op ruim 7000 paar. Vergeleken met de jaren zeventig een aanzienlijke toename en zeker vergeleken met de populatieomvang in de jaren tachtig. Opvallend is ook dat er een verschuiving heeft plaatsgevonden van hoofdzakelijk agrarisch cultuurlandschap in de jaren zeventig naar heide- en hoogveengebieden eind jaren negentig, begin 21^e eeuw.

2.2 Habitat

De roodborsttapuit vertoont in Nederland een voorkeur voor de zandgronden. De belangrijkste gebieden zijn Drenthe, de Veluwe, de gehele duinstrook, de zandgronden van Noord-Brabant en Noord-Limburg en Zeeuws-Vlaanderen.

De roodborsttapuit komt bij voorkeur voor in natuurgebieden of kleinschalig cultuurlandschap. De hoogste aantallen zijn te vinden in heide- en hoogveengebieden, soms met dichtheden van meer dan 20 paar per 100 ha. In het agrarisch cultuurlandschap gaat de voorkeur uit naar kleinschalige afwisseling van weilandjes, heggen, houtwallen en ruige greppels. In Zeeuws-Vlaanderen en delen van Noord-Brabant komt de soort ook veel voor langs (onverharde) wegen, dijken en greppels in een relatief open landschap (*Teixeira, 1979*). Van belang is het voorkomen van ruigte vegetaties die dienen als beschutting voor het nest. In de omgeving van het nest zijn terreinverhogingen noodzakelijk die als uitkijkpost kunnen dienen. Dit kan van alles zijn: braamstruiken, stengels van overjarige kruiden, paaltjes van afrasteringen, telefoondraden of jonge bosaanplant. Opvallend is de voorkeur voor de zuidelijk geëxponeerde slootkanten en houtwallen. Dit kan verklaard worden doordat bij een vroege terugkomst in Nederland de temperatuur nog laag kan zijn. Deze plekken warmen het snelste op met als gevolg dat vroeg in het voorjaar hier al veel insecten te vinden zijn die als voedsel dienen (*med. R. Foppen*). Ook in de rest van het seizoen worden struiken en houtwallen veel gebruikt als foerageerlocatie en bescherming (*Agatho, 1961*).



Referentie habitat in Oost-Duitsland

3 Methode

3.1 Inleiding

De onderzoeksvragen zijn opgedeeld in een aantal hypothesen. Deze hypothesen zullen worden getoetst op juistheid. In dit hoofdstuk worden uit de onderzoeksvragen de hypothesen afgeleid. Vervolgens wordt beschreven hoe de gegevens voor de toetsing verzameld zijn.

3.2 Hypothesen

- A. Met welke kwalitatieve en kwantitatieve landschapsvariabelen in termen van groenblauwe dooradering, is de kwaliteit van een territorium van de roodborsttapuit te beschrijven?
 1. De kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten wordt niet bepaald door het type geschikt habitat.
 2. Bij toename van de totale lengte aan geschikt habitat in een proefvlak zal de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten niet significant toenemen.

- B. Wat is de invloed van de ruimtelijke samenhang van geschikte habitats op de kans op aanwezigheid?
 1. Bij toename van de ruimtelijke samenhang tussen (potentieel) geschikte habitats, gemeten als de verhouding tussen oppervlakte rond en de lengte van (potentieel) habitat, zal de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten niet significant toenemen.
 2. Bij toename van de ruimtelijke samenhang tussen (potentieel) geschikte habitats, gemeten als het aantal kruispunten, zal de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten niet significant toenemen.
 3. Bij toename van de ruimtelijke samenhang tussen (potentieel) geschikte habitats, gemeten als het aantal parallel liggende landschapselementen met (potentieel) habitat, zal de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten niet significant toenemen.

- C. Wat is de invloed van connectiviteit op de aanwezigheid van de roodborsttapuit in het agrarisch cultuurlandschap?
 1. Bij toename van de connectiviteit zal de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten niet significant toenemen.
 2. De kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten verschilt niet significant als de connectiviteit wordt gemeten op basis van kleine, gemiddelde of grote dispersieafstand.

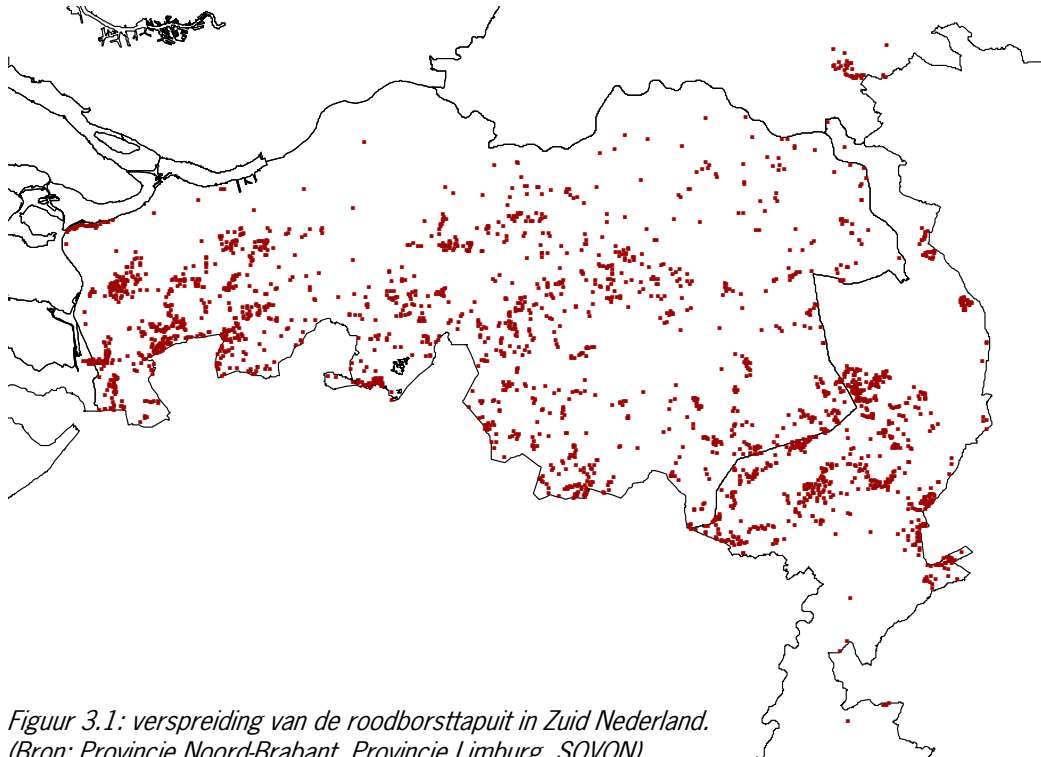
- D. Is het mogelijk om met minder nauwkeurige variabelen voorspellingen te doen over het voorkomen van roodborsttapuiten?
 1. Bij een toename van de totale hoeveelheid landschapselementen, verkregen van de topografische kaart, zal de kans op aanwezigheid niet significant toenemen.
 2. De gedetailleerde gegevens (die een significant model opleveren), zijn vervangbaar door de gegevens van de topografische kaart, zonder dat het model verslechtert. Er is een hoge correlatie tussen beide data.

3.3 Steekproefmethode

3.3.1 Onderzoekgebied

Roodborsttapuiten komen in Nederland met name voor op de zandgronden. De belangrijkste delen zijn de gehele duinstrook (325-445 paar), Drenthe (400-500 paar), Veluwe (350-400 paar), Zeeuws-Vlaanderen (241-271 paar), Limburg (500-650 paar) en Noord-Brabant (1300-1600 paar). Het aandeel in agrarisch cultuurlandschap varieert van vrijwel nul in Drenthe, de duinen en de Veluwe tot meer dan 80% in delen van Noord-Brabant (*van den Brink, 1996; Castelijns 1994; Hustings 1999; Poelmans 1997; SOVON 1990; in Bijlsma R. G., Hustings F. & Camphuysen C. J., 2001*).

Het onderzoek heeft zich beperkt tot de provincie Noord-Brabant. In Noord-Brabant komt de soort met hoge percentages voor in het agrarisch cultuurlandschap en sinds 1983 wordt de hele provincie vlakdekkend geïnventariseerd op een aantal schaarse broedvogels, waaronder de roodborsttapuit. Voor een aantal analyses zijn ook gegevens uit Limburg (ook vlakdekkend geïnventariseerd) en de Ooijpolder (gegevens SOVON) gebruikt (figuur 3.1). Met name de gegevens van Limburg waren van belang omdat op de grens met Noord-Brabant hoge dichtheden voorkomen.



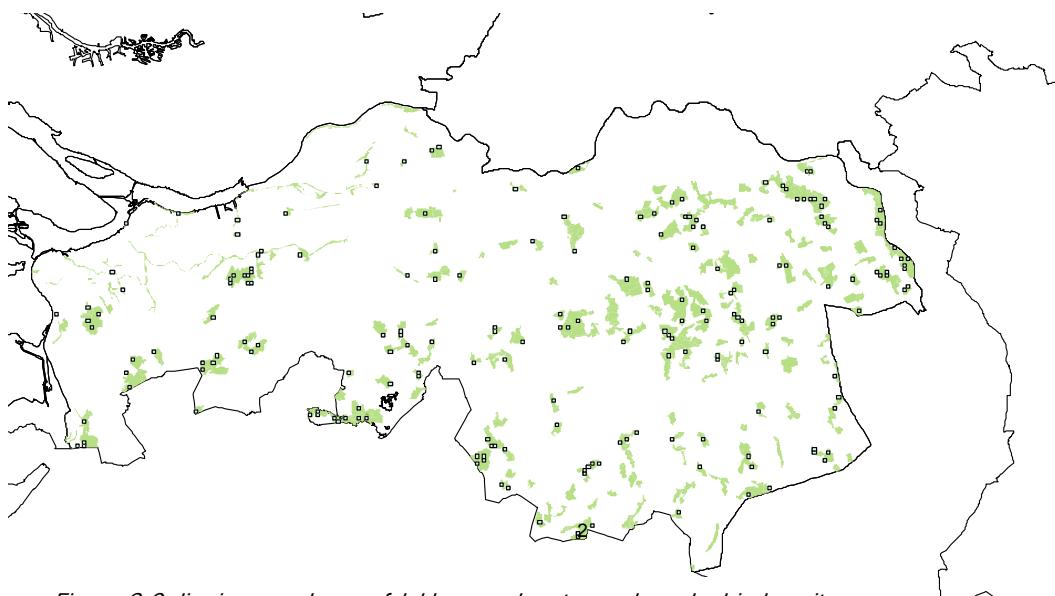
*Figuur 3.1: verspreiding van de roodborsttapuit in Zuid Nederland.
(Bron: Provincie Noord-Brabant, Provincie Limburg, SOVON)*

3.3.2 Selectie van proefvlakken

Het onderzoeksgebied is verder ingedikt door alleen binnen het, in het *Streekplan Noord-Brabant 2002* onderscheiden 'Leefgebied voor struweelvogels' te kijken. Dit heeft meerdere voordelen. Het struweelgebied is grotendeels agrarisch cultuurlandschap waardoor het in zijn geheel gebruikt kan worden als onderzoeksgebied. Van de in Noord-Brabant voorkomende roodborsttapuiten territoria ($n=1680$) bevindt zich 52% ($n=874$) in het *struweelgebied*. Deze gebieden beslaan slechts 9% ($=498 \text{ km}^2$) van het totale oppervlak van de provincie ($=5409 \text{ km}^2$). Het beleid zal in deze gebieden gericht zijn op het versterken en beschermen van de positie van de struweelvogels (*Provinciale Staten van Noord-Brabant, 2002*). Door uit deze gebieden een steekproef te nemen zijn de resultaten geschikt om ze toe te passen in het struweelgebiedbeleid.

Het 'Leefgebied voor struweelvogels' of het onderzoeksgebied is verdeeld in proefvlakken van 500 x 500 meter ($n=1976$). Er is voor 500 meter gekozen, zodat een proefvlak de grootte heeft van een denkbeeldig territorium. In *Hustings et al (1985)* wordt voor roodborsttapuiten een fusie-afstand aangehouden van 250 meter en ook *Agatho (1961)* schrijft dat roodborsttapuiten die in het agrarisch gebied broeden afstanden van gemiddeld 250 m rond de nestplaats gebruiken.

Uit het totaal van 1976 zijn aselect 196 hokken gekozen als onderzoekslocatie. De 196 proefvlakken liggen verspreid over struweelgebieden in de hele provincie Noord-Brabant (figuur 3.2). Van deze hokken is in 29% ($n=58$) minimaal één territorium aanwezig. In totaal liggen binnen de 196 hokken 80 territoria. De proefvlakken zijn evenredig verdeeld over verschillende connectiviteitsklassen om te bepalen of connectiviteit invloed heeft op de kans op voorkomen (onderzoeksvraag c.).



Figuur 3.2: ligging van de proefvlakken en de struweelgebieden uit het Streekplan Noord-Brabant 2002 (Bron: Provincie Noord-Brabant)

3.3.3 Connectiviteit

Niet alleen kwaliteit en ruimtelijke samenhang op lokaal niveau, maar ook de ligging van een locatie ten opzichte van andere populaties, kan van belang zijn voor het wel of niet aanwezig zijn van roodborsttapuiten. Deze ruimtelijke kwaliteit kan worden weergegeven als connectiviteit. Connectiviteit is een maat voor de verbondenheid tussen verschillende locaties door middel van dispersie. Met het programma LARCH kan de connectiviteit berekend worden. Het onderzoeksgebied wordt dan omgezet in een grid. Vervolgens wordt voor elke cel een waarde bepaald aan de hand van de draagkracht van de cellen in de omgeving. Draagkracht is de waarde die de cel heeft voor bijvoorbeeld reproductie en overleving van een soort. Deze waarde wordt bijvoorbeeld bepaald door de aanwezige hoeveelheid geschikte habitats in de cel. Een voorbeeld is de boomklever, een soort van oude loofbossen. Cellen met veel oud loofbos hebben een hoge draagkracht voor de soort. Cellen met weinig oppervlakte oud loofbos of naaldbos hebben een lage draagkracht.

Cellen krijgen een hoge connectiviteitswaarde wanneer de draagkracht van de cellen in de directe omgeving hoog is. Naarmate de draagkracht in de omgeving lager is of de afstand tot andere habitatplekken groter wordt, neemt de invloed af en wordt de connectiviteitswaarde lager. Wanneer in de omgeving van een cel met een hoge draagkracht veel cellen liggen met een lage draagkracht (een geïsoleerd liggend gebiedje) zal de connectiviteit laag blijven. Voor het bepalen van de connectiviteit moet een afstand ingesteld worden waarbinnen de waarden worden meegenomen in de berekening. Dit kan bijvoorbeeld de maximale afstand zijn die door 90% van de soort op dispersie wordt afgelegd.

Een lage connectiviteit kan er de oorzaak van zijn dat zeer geschikt, maar sterk versnipperde habitats niet bezet worden. Uitwisseling van individuen ten behoeve van (her)kolonisatie vindt dan niet of onvoldoende plaats. (*Schotman, 2002*).

Voor de analyse zijn de territoria in Noord-Brabant, Limburg en de Ooijpolder gebruikt. De draagkracht van de cellen wordt in dit onderzoek bepaald door de aan- of afwezigheid van territoria. Cellen met een territorium krijgen een waarde 1 en cellen zonder territorium een waarde 0. De draagkracht is in dit onderzoek dus of 1 of 0. LARCH heeft vervolgens, aan de hand van de onderstaande formule, de connectiviteit (de samenhang) tussen de territoria berekend.

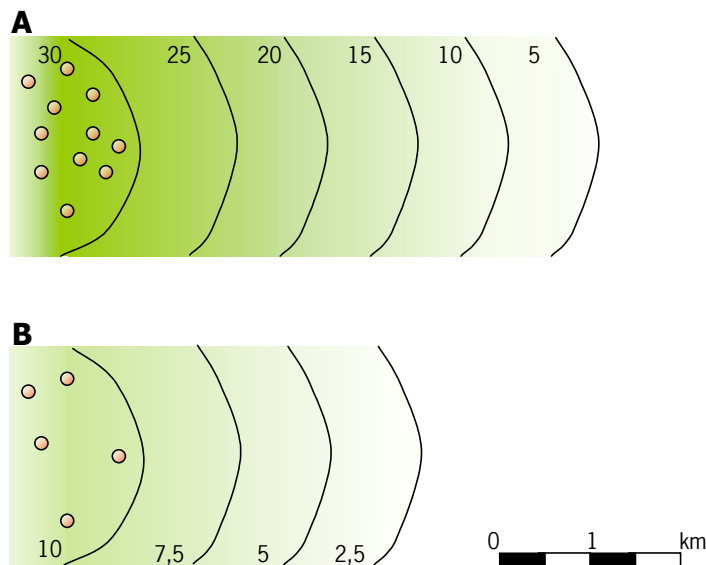
$$RS_i = \text{som} (A_j \times e^{-\alpha D_{ij}})$$

Waarin:

- RS_i : Connectiviteit van territorium i is de som van alle relaties van plek i met alle overige habitatplekken in een netwerk.
De relaties zijn de som van het product van de draagkracht van plek j maal de afstand van plek j tot plek i gewogen voor de afstand en dispersievermogen.
- A_j : is de draagkracht van plek j.
- α : is de weging voor afstand op basis van het dispersievermogen van de soort.
- D_{ij} : is de afstand tussen plek i en j.

Bij de invoer zijn cellen genomen van 100 x 100 meter. Dit is de afstand waarbij aan 95% van alle cellen van 100 x 100 meter één territorium toegewezen kan worden.

Connectiviteit is een maat zonder eenheid. De hoogte van de waarde hangt af van de ingevoerde variabelen. Figuur 3.3 geeft hierbij een voorbeeld. Bij een hoge concentratie van territoria zal de waarde hoog zijn, terwijl de waarde bij gelijke afstand laag is bij een laag aantal territoria. In figuur 3.3a is de connectiviteitswaarde 20 bij 2 km, terwijl in figuur 3.3b na 2 km de waarde nog slechts 5 is.



Figuur 3.3a & 3.3b: De arcering geeft de verschillen in connectiviteitswaarden aan bij verschil in populatie grootte.

3.3.4 Geschikte proefvlakken

Ondanks dat de proefvlakken zijn gekozen uit de struweelvogelgebieden, kan het voorkomen dat in een gekozen proefvlak het landschap niet geschikt is voor roodborsttapuiten. Dit komt doordat de soortgroep *struweelvogels* uit het streekplan ook de soorten van kleinschalig landschap en kleine landschapselementen omvat. De roodborsttapuit is net als de geelgors een soort van ruigte vegetaties met kleine struiken. Soorten als grasmus en braamsluiper zijn ook struweelvogels, maar komen mee voor in opgaande begroeiingen. Het kan zijn dat een proefvlak voor een groot deel bestaat uit opgaande begroeiing (houtwallen, singels of bos) waardoor het niet geschikt is voor de roodborsttapuit.

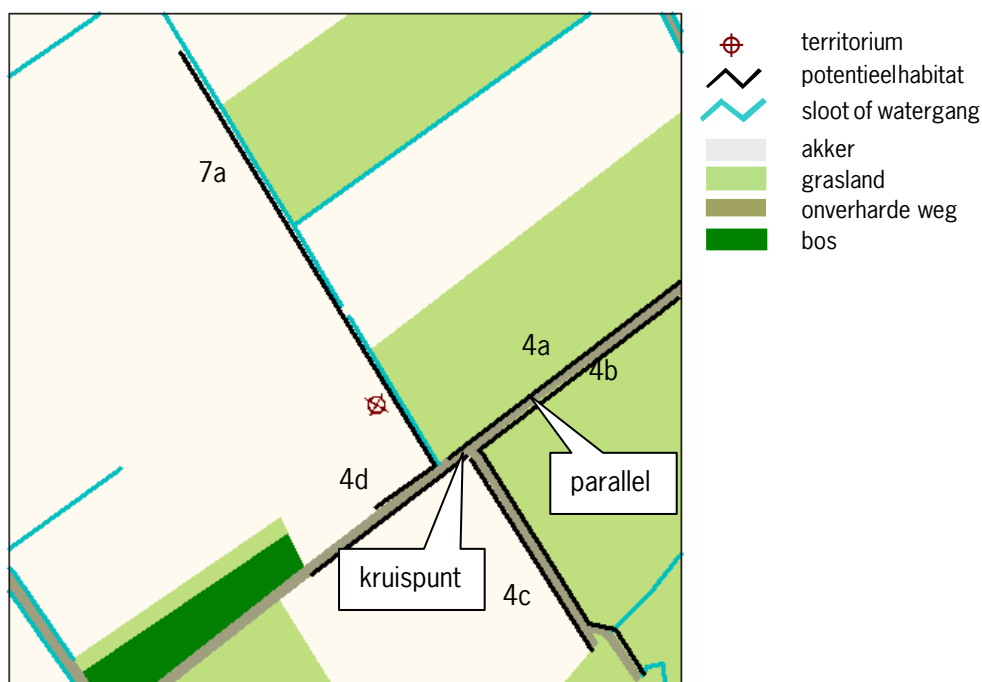
In het najaar van 2002 zijn alle 196 proefvlakken geïnventariseerd op de aanwezigheid van potentieel habitat van de roodborsttapuit. In totaal zijn 30 proefvlakken afgevallen, als gevolg van een te groot aandeel ongeschikt oppervlak.

Er is alleen binnen de proefvlakken gekeken, geschikt habitat net buiten de proefvlakken is niet meegenomen.

3.3.5 Kartering in het veld

Aan de hand van een voorbeeld wordt uitgelegd hoe de gegevens zijn opgenomen en verwerkt. Als voorbeeld is proefvlak nummer 44 genomen (figuur 3.4).

1. De proefvlakken zijn met het programma LEAF-Impuls ingetekend met de topografische kaart. Per proefvlak is een kaart gemaakt met hierbij een tabel voor het invullen van de gegevens (Bijlage I).



Numer code	letter	Breedte [m]	Onderhouds toestand	Milieu kwaliteit	Agrarische druk	Opmerking
7 (=sloot)	A		Onderhouden	MVA-V	Intensief	
4 (=berm)	A	4	Spontaan	MVA-D	Intensief	
4 (=berm)	B	3	Spontaan	MVA-D	Extensief	
4 (=berm)	C		Spontaan	MVA-D	Extensief	Roodborsttapuit
4 (=berm)	D	3	Spontaan	MVA-D	Intensief	

Figuur 3.4: veldkaart met tabel

2. Binnen een proefvlak is gekeken naar de aanwezigheid van potentieel geschikte habitat en een aantal ruimtelijke aspecten van het proefvlak.
Dit habitat is op de kaart van het proefvlak ingetekend (=potentieel habitat). Elk element is hierbij ingedeeld in een bepaald type habitat. Van elk element zijn een aantal eigenschappen bepaald.
 - Onderhoudstoestand: *Onderhouden, Achterstallig, Spontaan*
 - Milieukwaliteit: *Voedselrijk - Vochtig of Droog, Matig VoedselArm - Vochtig of Droog, VoedselArm - Vochtig of Droog*
 - Agrarische druk: *Afwezig, Extensief, Intensief*

Er is uitgegaan van lijnvormige elementen met een standaard breedte (= 2 meter). Alleen bij duidelijk bredere stroken, zoals akkerranden of bermen, is de breedte opgenomen.

nr.	landschapselement	nr.	Landschapselement
0.	geen natuur		
1.	opgaande begroeiing	8.	Steilrand/helling
2.	akkerranden	9.	Natte grasstroken
3.	droge grasstroken	10.	Begraasd grasland
4.	berm onverharde weg	11.	Droge ruigten
5.	spoordijk	12.	Natte ruigten
6.	dijk	13.	struweel
7.	greppel of sloot	14.	water en oevers

Tabel 3.1: Landschapselementen

3. Naast de bovenstaande gegevens per landschapselement zijn er gegevens opgenomen van het hele proefvlak.
- oppervlak geschikte nestelvegetatie [%]
 - oppervlak overjarige kruiden in nestelvegetatie [%]
 - oppervlak geschikt landschap [%] (*al het landschap zonder verharding, huizen e.d*)
 - openheid van het landschap (*gesloten, zeer kleinschalig, half-open, vrij open, open*)
 - aanwezigheid van uitkijkposten (*aanwezig, afwezig*)
 - agrarische druk van het proefvlak (*afwezig, extenssief, intensief*)

Het resultaat is een tabel waarin per proefvlak beschreven is welke landschapselementen aanwezig zijn en hoe het proefvlak ruimtelijk geconfigureerd is (tabel 3.2).

Proefvlak ID	Bezet	variabele	Berm [m]	Sloot [m]	Variabele	Totale lengte [m]	Kruispunten	Parallellen	% habitat	% landschap	variabele	Openheid	Connectiviteit (4 km)
44	1	...	954	359	...	1313	2	2	20	70	...	open	15,3
45	1	...	0	1305	...	1640	5	2	25	70	...	half open	14,6
46	0	...	0	262	...	346	0	0	30	70	...	half open	1,1
...													

Tabel 3.2: proefvlak gegevens

4. De gegevens zijn vervolgens gedigitaliseerd in ArcView 3.2. In ArcView is de lengte van de landschapselementen, het aantal kruispunten en parallellen berekend per proefvlak en is de connectiviteit bij verschillende dispersie afstanden toegevoegd.
5. In proefvlak 44 is in totaal 1313 meter aan potentieel habitat gekarteerd. De totale lengte is de som van alle in het proefvlak aanwezige (potentiële) habitat. Hiervan ligt 359 meter langs of in een sloot (7a). De overige 954 meter van het potentieel habitat bestaat uit bermen van onverharde wegen (4a-d). In het proefvlak bevinden zich twee kruispunten en twee paar parallel liggende geschikte landschapselementen. Het landschap is open en voor 70% geschikt. (Dit is het landschap voor zowel nestelen als foerageren, zonder bebouwing, wegen, bos etcetra.)
6. Met de tabel met gegevens per proefvlak zijn vervolgens de analyses uitgevoerd. De gegevens uit deze tabel zijn gebruikt voor het uitvoeren van de analyses.

3.3.6 Potentieel geschikt habitat

In de habitatbeschrijving (hoofdstuk 2.2) wordt een omschrijving gegeven van het habitat van roodborsttapuiten. Om in het veld te kunnen beslissen wanneer de begroeiing van een landschapselement wel of niet geschikt is, zijn maatstaven opgesteld.

Type vegetaties:

Nr.	Type vegetatie	Uiterlijk	Hoogte [cm]	Combinatie
1.	Gras vegetaties	frequent gemaaid, Geen of lage kruiden	< 10	Ongeschikt
2.	Verruigde gras vegetaties	1 x per jaar gemaaid, ruigte kruiden	< 60	4, 5
3.	Ruigte vegetaties	< 1 x per jaar gemaaid, overjarige kruiden	< 100	5
4.	Sterk verruigde vegetatie	< 2 x per jaar gemaaid, (verspreide) houtige gewassen,	< 150	2, 3
5.	Verspreid opgaand struweel	tot 30 % bedekking totale lengte, niet aaneengesloten	< 200	2, 3, 4
6.	Opgaand struweel	meer dan 30 % bedekking totale lengte, inclusief aaneengesloten	> 200	Ongeschikt

Type 1. Ongeschikt als habitat voor roodborsttapuiten door het ontbreken van opgaande kruiden.

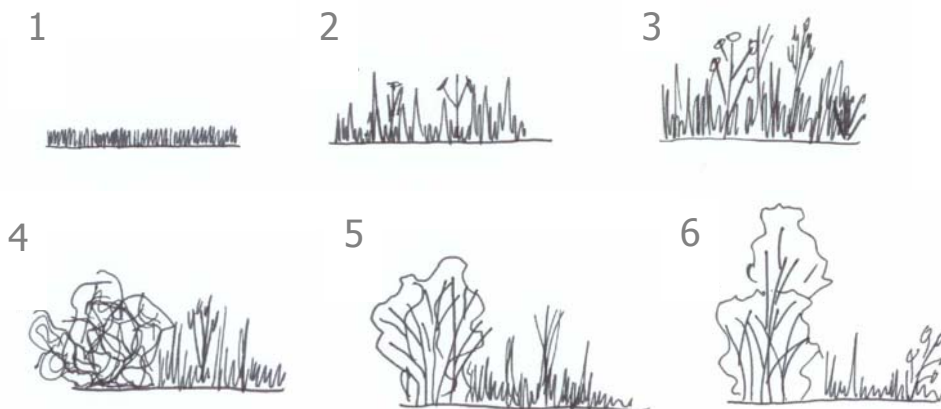
Type 2. Kan geschikt zijn als habitat, een combinatie met 4 of 5 is gewenst. Langs slootkanten kan het voldoende zijn door het hoogteverschil.

Type 3. Geschikt als habitat door variatie in structuur van de vegetatie. Eventueel in combinatie met aanwezigheid van type 4 of 5.

Type 4. Geschikt als habitat door sterke variatie in structuur. De houtige gewassen mogen geen grote oppervlakten beslaan.

Type 5. Alleen geschikt in combinatie met type 2, 3 of 4.

Type 6. Ongeschikt als habitat door een te dichte structuur en gebrek aan openheid.



Figuur 3.5. Verschillende vegetatietypen

3.4 Statistische methode

Met behulp van logistische regressie analyse wordt in GenStat de correlatie bepaald tussen de respons variabele (proefvlak bezet ja of nee) en landschapsvariabelen zoals lengte aan potentieel habitat, connectiviteit en ruimtelijke samenhang van het habitat. Hierbij wordt onderzocht hoe goed de respons variabele kan worden voorspeld, uit een of meerder predictor variabelen bij een enkelvoudig of meervoudig regressiemodel.

Elke territorium indicerende waarneming is gelijk. Omdat bezetting daardoor alleen een waarde 0 of 1 kan aannemen is het aantal bezette proefvlakken binomiaal verdeeld.

Het logistisch regressiemodel kan als volgt beschreven worden:

$$\text{Log}(p/(1-p)) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

- p = kans op aanwezigheid
- β_0 = geschatte constante
- $\beta_{1,2,n}$ = geschatte regressiecoëfficiënten
- $x_{1,2,n}$ = predictorvariabelen

(Oude Voshaar, 1995; Jongman, 1987; Buijs, 1998).

3.5 Verklarende variabelen

Tijdens het veldwerk zijn een grote hoeveelheid gegevens verzameld. Van een groot aantal variabelen zijn echter te weinig bruikbare gegevens om er analyses mee uit te kunnen voeren, of de variabelen konden niet gebruikt worden door te grote onnauwkeurigheden. Van de variabelen die gebruikt zijn om antwoorden te vinden op de gestelde onderzoeksvragen wordt hieronder een uitleg gegeven.

Lengte

Lengte is de totale lengte van habitat binnen een proefvlak. Dit is de som van alle verschillende typen habitat die zijn gekarteerd. Deze variabele is een kwantitatieve variabele.

Compactheid: oppervlakte - lengteverhouding

Om de ruimtelijke samenhang van potentieel geschikt habitat te kunnen gebruiken als verklarende variabele voor het voorkomen van roodborsttapuiten is er gezocht naar een methode om de clustering van het potentieel geschikt habitat te kunnen weergeven. De verhouding tussen de lengte van het landschapselement en de oppervlakte rondom dit element bij een vaste bufferafstand, is een mogelijke methode. Deze oppervlakte – lengte verhouding is geschaald met de constante waarde (c) van de verhouding tussen oppervlakte en lengte van een rechte lijn van 1000 meter.

$$\text{Verhoudingsgetal} = \frac{1}{C} \frac{\text{lengte habitat}}{\text{oppervlak buffer habitat}}$$

C = constante die afhankelijk is van de breedte van de gekozen buffer

Bijvoorbeeld: Bij een bufferafstand van 50 meter is het oppervlak van de referentielengte 10,8 ha. De constante (c) wordt dan $1000/108000 = 0,0093$. Een proefvlak heeft 800 meter geschikt habitat. In verhouding tot de referentie is dit 8,6 ha. In werkelijkheid is het oppervlak 6,0 ha. Het oppervlak is dus kleiner dan de referentie doordat habitat dicht bij elkaar ligt en er hierdoor overlap ontstaat. Het verhoudingsgetal wordt:

$$\frac{1}{0,0093} \quad \frac{800}{60.000}$$

Bij een waarde boven 1 is de ruimtelijke samenhang beter dan in de referentie, bij een waarde onder 1 is de ruimtelijke samenhang juist slechter. Bij een hoge ruimtelijke samenhang zal veel overlap aanwezig zijn tussen de verschillende buffers, waardoor het verhoudingsgetal hoger wordt. Ligt het habitat echter verspreid, dan is er weinig overlap, met als gevolg dat het bufferoppervlak groter wordt. De verhouding wordt hierdoor kleiner.

De constante is afhankelijk van de gekozen bufferbreedte. Een smalle buffer levert weinig samenvallend oppervlak op en bij een brede buffer is er overlap met al het andere habitat, waardoor specifieke kenmerken verdwijnen.

Compactheid: kruispunten

Een andere maat voor compactheid is het aantal kruispunten dat geschikt habitat met elkaar maakt. Een kruispunt is een punt waar twee of meer lijnvormige landschapselementen elkaar raken of kruisen. Wanneer twee lijnen samen een hoek vormen die kleiner is dan 90° , wordt deze ook gedefinieerd als een kruispunt. Bij een grotere hoek wordt verondersteld dat het een doorgaand element is. (*Oostenbrink, 1991*).



Figuur 3.6: kruispunten

Compactheid: parallellen

Naast het aantal kruispunten kan ook gekeken worden naar het aantal parallel liggende landschapselementen. Deze zijn gedefinieerd als lijnvormige landschapselementen die evenwijdig aan elkaar liggen binnen een afstand van 50 m.

Connectiviteit

Bij de selectie van de proefvlakken is bij de berekening van de connectiviteit een maximale dispersie afstand gekozen van 8 km. Om te bepalen of deze afstand goed gekozen is wordt de connectiviteit ook bij andere afstanden bepaald. Wanneer deze verschillende maten van connectiviteit met elkaar vergeleken worden, kan aan de hand van de verklaarde variantie bepaald worden met welke afstand connectiviteit de aanwezigheid van roodborsttapuiten het beste verklaart en of deze maat significant is. De definitie van de maximale dispersieafstand is met 90% van het totaal aantal dispergerende individuen, steeds gelijk gehouden.

4 Resultaten

4.1 Habitat kwaliteit en kwantiteit

Bij de toetsen aan habitat kwaliteit en kwantiteit wordt geanalyseerd of het type landschapselement bepalend is voor het voorkomen van roodborsttapuiten en wat de minimaal vereiste lengte is. Ook wordt de totale lengte getoetst, onafhankelijk van het type element.

Type habitat

Uit tabel 4.1 blijkt dat van de twaalf onderscheiden habitattypen in een enkelvoudig model, alleen de twee typen *berm van onverharde weg* en *sloot* zowel bij een t-toets als bij de Chi² toets significant zijn. Onderaan de tabel is de totale lengte van geschikt habitat opgenomen. Deze totale lengte blijkt sterk significant te zijn.

* = P < 0,05 ** = P < 0,01 *** = P < 0,001

Habitattype	geschatte rc	s.e.	t	Sign.	Chi ²	Sign.
Akkerrand	-0,0630	0,9710	0,948		0,386	
Droge grasstrook	0,0033	0,0026	0,199		0,272	
Berm onverharde weg	0,0024	0,0009	0,007	**	0,002	**
Spoordijk	0,0034	0,0025	0,178		0,265	
Dijk	0,0015	0,0012	0,226		0,044	*
Sloot, watergang	0,0026	0,0005	<0,001	***	0,000	***
Helling	-0,1210	0,4710	0,797		0,313	
Natte grasstrook	-1,0740	0,2080	0,722		0,162	
Begraasd grasland	-0,0029	0,0033	0,394		0,420	
Droge ruigte	-0,0930	0,7040	0,895		0,499	
Natte ruigte	0,0013	0,0008	0,100		0,110	
Oever	-0,0560	0,1760	0,750		0,065	
Totale lengte	0,0021	0,0004	<0,001	***	0,000	***

A1

A2

Tabel 4.1: habitattypen

Wanneer in het model totale lengte wordt vervangen door de typen *berm* en *sloot*, is de totaal verklaarde variantie met alleen sloot en berm hoger dan de verklaarde variantie van alleen lengte. In een meervoudig model met connectiviteit en kruispunten (nader verklaard in volgende paragrafen) is de variantie juist lager bij de twee typen (tabel 4.2).

Modellsamenstelling	R ²
Totale lengte	0,22
Lengte sloot + berm	0,23
lengt + kruispunt + connectiviteit	0,48
sloot + berm + kruispunt + connectiviteit	0,46

Tabel 4.2: fractie van de variantie verklaard door verschillende modellen

4.2 Ruimtelijke samenhang

Bij de volgende toetsen wordt gekeken naar de correlatie tussen de samenhang van het habitat binnen een (potentieel) territorium en de aanwezigheid van roodborsttapuiten. Hier zijn drie modellen voor gebruikt, die hieronder worden beschreven

Oppervlakte – lengte verhouding

Geen enkele van de gekozen buffer breedte is significant in het meervoudig model met *lengte*. Zowel bij de Chi²-toets als bij de t-toets voldoen geen van de bufferafstanden aan de gestelde eisen (tabel 4.3).

* = P < 0,05 ** = P < 0,01 *** = P < 0,001

Variabele	geschatte rc	s.e.	t	sign.	Chi ²	sign.
buffer 50 m	-13,3600	9,9700	0,181		0,169	
buffer 100 m	-8,6500	9,5400	0,365		0,359	
buffer 200 m	-2,3000	10,6000	0,828		0,828	
buffer 500 m	5,5000	17,8000	0,759		0,760	

B1

Tabel 4.3: bufferbreedte

Compactheid: kruispunten en parallel liggende landschapselementen

De correlatie tussen het aantal kruispunten in een meervoudige regressie met lengte en connectiviteit is significant: zowel bij de t-toets als de Chi²-toets (tabel 4.4). Het aantal parallellen is in dit model niet significant. Wat hierbij ook opvalt is dat de richtingscoëfficiënt negatief is.

* = P < 0,05 ** = P < 0,01 *** = P < 0,001

Variabele	geschatte rc	s.e.	t-toets	Sign.	Chi- ²	Sign.
Aantal kruispunten	0,4380	0,153	0,004	**	0,000	***
Aantal parallellen	-0,3920	0,250	0,118		0,000	***

B2

B3

4.3 Connectiviteit

Bij de toetsing van de correlatie tussen connectiviteit van lokale clusters van territoria en de aanwezigheid van roodborsttapuiten wordt bekeken wat de invloed is van de clusters van territoria op de kans op voorkomen van de soort.

In tabel 4.5 staan de gegevens van connectiviteit met een specifieke dispersieafstand berekend in een meervoudige regressie met de totale lengte en het aantal kruispunten. Het blijkt dat voor alle afstanden geldt dat bij zowel de Chi² toets als de t-toets de correlaties significant zijn.

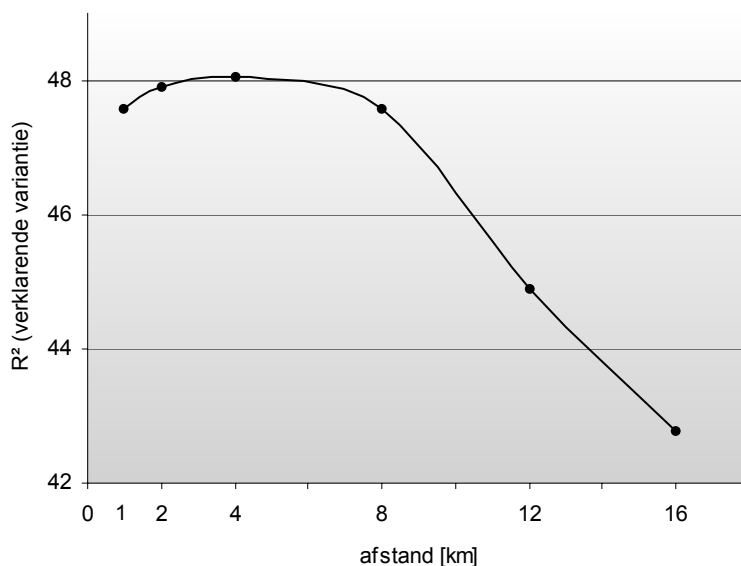
* = P < 0,05 ** = P < 0,01 *** = P < 0,001

Variabele	geschatte rc	s.e.	t	sign.	Chi ²	sign.
Connectiviteit bij 1 km	2,3560	0,4577	<0.001	***	0,000	***
Connectiviteit bij 2 km	0,6940	0,1370	<0.001	***	0,000	***
Connectiviteit bij 4 km	0,2753	0,0552	<0.001	***	0,000	***
Connectiviteit bij 8 km	0,1197	0,0241	<0.001	***	0,000	***
Connectiviteit bij 12 km	0,0584	0,0119	<0.001	***	0,000	***
Connectiviteit bij 16 km	0,0362	0,0075	<0.001	***	0,000	***

C1

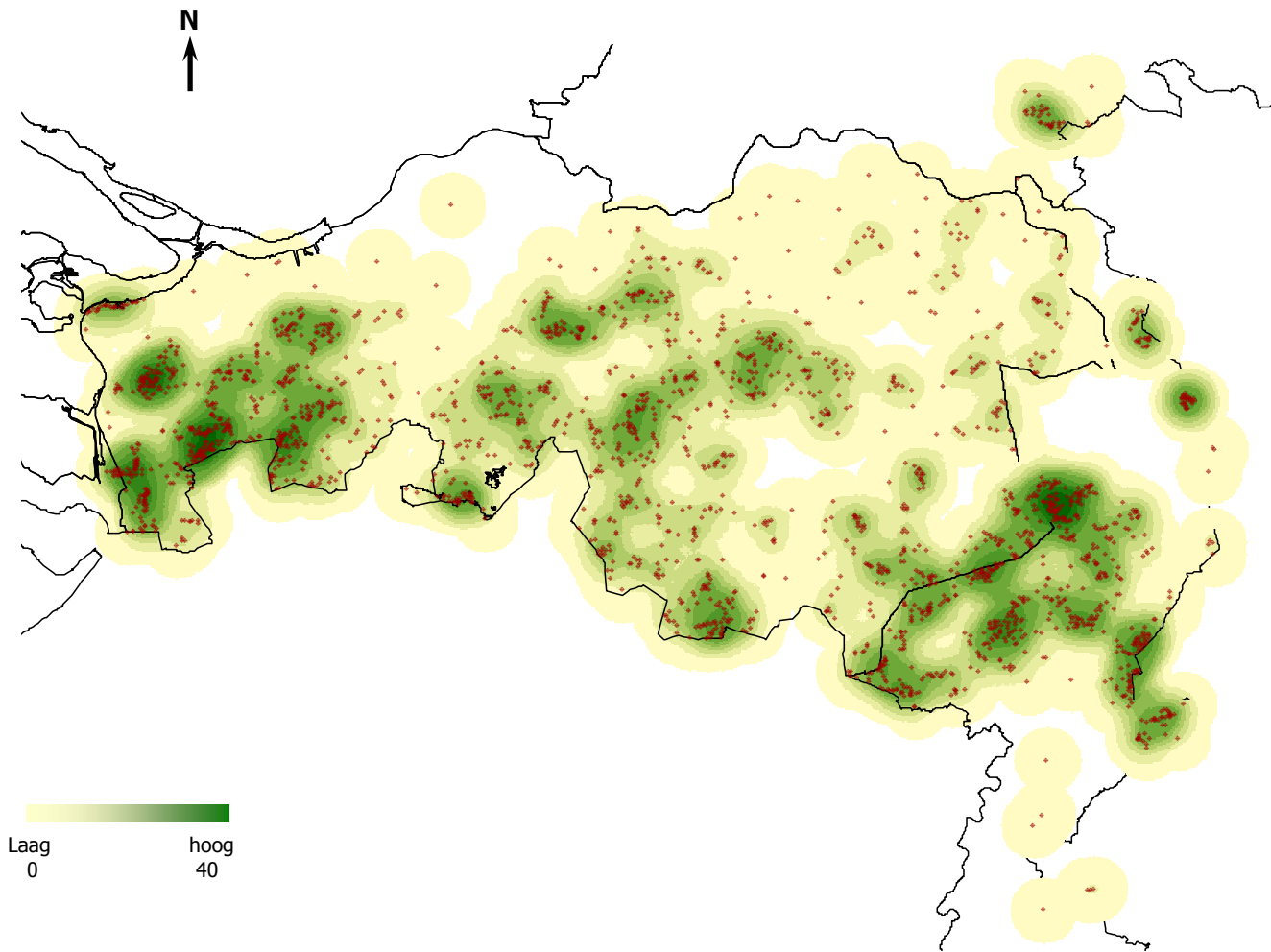
Tabel 4.5: connectiviteit bij verschillende dispersie afstanden

Omdat alle correlaties met de connectiviteit significant zijn, werd vervolgens bekeken bij welke dispersieafstand connectiviteit het grootste deel verklaart. Hierbij wordt een meervoudig regressie uitgevoerd met lengte en kruispunten waar connectiviteit aan toegevoegd wordt. In figuur 4.1 wordt de verklaarde variantie weergegeven naar de verschillende afstanden. Uit de figuur blijkt dat een afstand van 4 km de hoogste verklaarde variantie geeft. Het verschil tussen de afstanden 1 km tot en met 8 km is echter niet significant (tabel 4.5). Bij een afstand groter dan 8 km neemt de verklaarde variantie significant af. Figuur 4.2 (volgende pagina) is een voorbeeld van een connectiviteitskaart. Hier wordt weergegeven de connectiviteit bij een maximale dispersieafstand van 4 km.



C2

Figuur 4.1: verklaarde variantie van totale lengte, aantal kruispunten en connectiviteitsmaten bij verschillende afstanden.



Figuur 4.2: connectiviteit bij een maximale dispersieafstand van 4 kilometer

Grenswaarde = 0,449

* = significant ** = sterk significant

afstand	R ²	verschil	sign.
Model met 1 km	0,476	0,0045	
Model met 2 km	0,479	0,0014	
Model met 4 km	0,480	0,0000	
Model met 8 km	0,476	0,0045	
Model met 12 km	0,449	0,0315	*
Model met 16 km	0,428	0,0527	**

Tabel 4.6: significantie verschillende modellen ten opzichte van beste model

De verklaarde variantie weergegeven in figuur 4.1 en tabel 4.6 bestaat uit de variabelen die worden weergegeven in tabel 4.7. Tabel 4.8 geeft de verdeling van de verklaarde variantie in het meervoudige model weer.

* = P < 0,05 ** = P < 0,01 *** = P < 0,001

Variabele	geschatte rc	s.e.	t-toets	Sign.	Chi- ²	Sign.
Constante	-5,050	0,775	<0,001	***	0,000	***
Connectiviteit bij 4 km	0,2753	0,0522	<0,001	***	0,000	***
Aantal kruispunten	0,3990	0,151	0,002	**	0,004	**
Totale lengte	0,001597	0,00051	0,008	**	0,001	**

$$\text{Log}(p/(1-p)) = -5,05 + 0,275x + 0,399y + 0,00160z$$

Tabel 4.7: significantie meervoudig regressiemodel

	Variabele	Verklaarde variantie (R ²)	Correlatie tabel		
1.	Connectiviteit bij 4 km	0,26 (enkelv.)	1.000		
2.	Aantal kruispunten	0,22 (enkelv.)	0.232	1.000	
3.	Totale lengte	0,21 (enkelv.)	0.238	0.714	1.000
	Totaal	0,48 (meerv.)	1.	2.	3.

Tabel 4.8: verklarende variantie bij enkelvoudige en meervoudige regressie.

4.4 Landschapsmaten en ruimtelijke samenhang

Topografische gegevens

Deze data betreft de totale lengte aan landschapselementen per proefvlak. De gegevens zijn geëxtraheerd uit de topografische kaart en betreft alleen het agrarisch landschap. De totale lengte aan sloten is de som van de lengte aan sloten van 0 tot 3 meter en 3 tot 6 meter. Het totaal aan watergangen is de som van sloten en greppels.

* = $P < 0,05$ ** = $P < 0,01$ *** = $P < 0,001$

variabele	geschatte rc	s.e.	t	sign.	Chi ²	sign.
oppervlak onverharde weg	-0.0001	0.0002	0.199		0.359	
lengte sloten 0 - 3 meter	0,0002	0,0013	0,280		0,012	*
lengte sloten 3 - 6 meter	0,0007	0,0016	0,613		0,406	
lengte greppels	0,0000	0,0002	0,864		0,708	
totaal sloten (0 - 6 meter)	0,0002	0,0002	0,327		0,019	*
totaal watergangen	0,0002	0,0002	0,303		0,013	*

D1

Tabel 4.9: totale lengte aan landschapselementen

In tabel 4.9 is te zien dat bij de t-toets geen van de variabelen significant is. Bij de Chi-² toets zijn alleen sloten tot 3 meter, som van de sloten en de totale lengte aan watergangen significant.

Vervanging veldgegevens met topografische gegevens

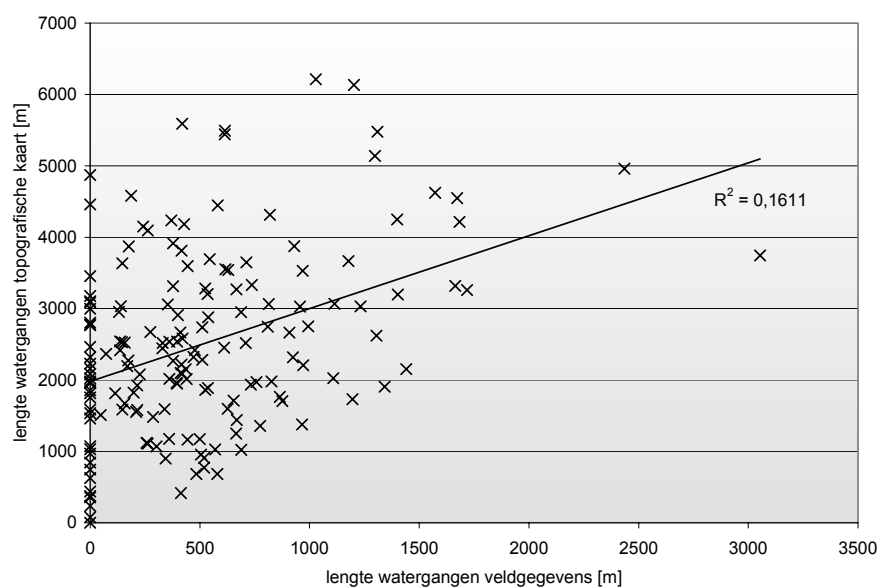
Deze analyse is uitgevoerd om te bepalen of de nauwkeurige veldgegevens te vervangen zijn door gegevens die direct van de topografische kaart af te lezen zijn. Wanneer deze relatie bestaat dan is het mogelijk om op een snellere manier de in dit onderzoek ontwikkelde kennis toe te passen. Om de veldgegevens te kunnen vervangen door gegevens van de topografische kaart moeten de correlaties tussen beide data-sets hoog zijn.

Tabel 4.10 geeft de mate van correlatie weer tussen veldgegevens en kaartgegevens.

De variabelen boven de lijn zijn de gegevens uit het veld (potentieel geschikte habitats); de variabelen onder de lijn zijn afkomstig van de topografische kaart. Figuur 4.3 geeft een voorbeeld van de correlatie tussen twee variabelen weer.

Berm onverharde weg	1	1.000										
sloot	2	0.202	1.000									
totale lengte	3	0.483	0.804	1.000								
sloten 0 - 3 meter	4	-0.024	0.329	0.242	1.000							
sloten 3 - 6 meter	5	-0.089	-0.021	-0.052	0.136	1.000						
greppel	6	0.102	0.129	0.059	-0.369	-0.179	1.000					
opp. onverharde weg	7	0.346	-0.005	0.067	-0.142	-0.023	0.217	1.000				
som sloten (0 - 6 meter)	8	-0.036	0.317	0.228	0.991	0.270	-0.384	-0.141	1.000			
som sloten en greppels	9	0.060	0.401	0.258	0.557	0.081	0.558	0.069	0.552	1.000		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9		

Tabel 4.10: correlaties (R^2) tussen veldgegevens en topografische kaart gegevens



Figuur 4.3: voorbeeld correlatie tussen watergangen veldgegevens en topografische kaart gegevens.

5 Reflectie

5.1 Inventarisatiegegevens

De verspreidingsgegevens van de roodborsttapuit die zijn gebruikt zijn niet allemaal in hetzelfde jaar geïnventariseerd. De inventarisatie gegevens variëren van het jaar 1990 tot en met het jaar 2000. Bij de analyse wordt verondersteld dat de verspreiding van voorgaande jaren niet veel afwijkt van die in een actueel jaar. De landelijke trend vertoont een toename van de soort sinds begin jaren negentig. Dit zou kunnen betekenen dat de gegevens uit de eerste jaren een onderschatting is. Een ander nadeel is dat op de overgang van gebieden die in verschillende jaren zijn geteld, dubbeltellingen ontstaan die onnauwkeurigheden in de gegevens veroorzaken. De laatste twee argumenten kunnen een negatief effect hebben op de resultaten. Een onderschatting van het aantal territoria betekent dat de onderzoeksresultaten kunnen worden beschouwd als minimum. De dubbeltellingen vormen een niet te voorkomen onzekerheid omdat er geen andere gegevens beschikbaar zijn. Door de plaatstrouweheid van de soort zal deze factor waarschijnlijk tot een minimum beperkt zijn.

De verspreidingskaart van de territoria is gebaseerd op inventarisaties uitgevoerd met drie bezoeken. De criteria voor de aanwezigheid van een territorium zijn aangepast aan het aantal bezoeken. Bij constatering van een territorium, zijn de coördinaten gebruikt van de waarneming met de hoogste broedcode. Dit betekent dat de stippen op de kaart niet de werkelijke territoria of nestlocatie weergeven. Dit kan met name problemen geven wanneer een stip (verondersteld territorium) aan de rand van een proefvlak ligt. Ook hier geldt dat de onzekerheden in de resultaten toenemen. Echter door het ontbreken van gedetailleerdere inventarisatiegegevens is gebruik gemaakt van de bestaande gegevens.

5.2 Territoria en proefvlakken

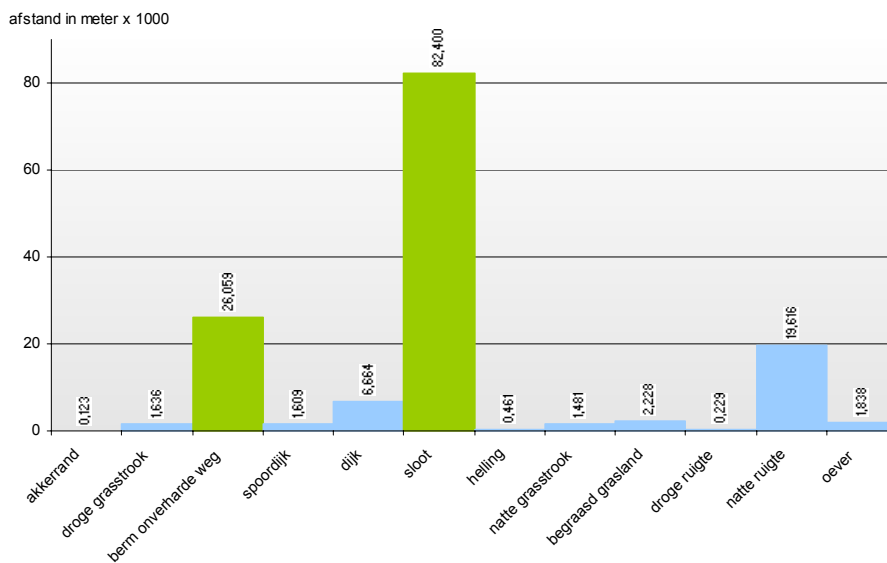
Bij de analyse is de responsvariabele de aan of afwezigheid van een roodborsttapuiten territorium. Hierbij is er geen rekening gehouden met de locatie van het territorium (de stip) binnen het proefvlak. Stippen aan de rand van een proefvlak ondervinden waarschijnlijk invloed van landschap buiten het proefvlak. Individuen met een territorium in het centrum van een proefvlak daarentegen zullen minder afhankelijk zijn van de ruimtelijke samenstelling van het landschap buiten het proefvlak. Deze effecten zijn buiten beschouwing gelaten.

Naast de locatie van de stippen is geen rekening gehouden met meerdere territoria binnen een proefvlak. Omdat voor een binomiale verdeling alleen 0 en 1 gebruikt kunnen worden zijn proefvlakken met meer dan een territorium vereenvoudigd tot 1. Dit verschijnsel komt echter maar weinig voor en zal hierdoor weinig invloed hebben op de resultaten.

6 Discussie

6.1 Habitat kwaliteit en kwantiteit

Bij de verwerking van de veldgegevens viel op dat van de in totaal twaalf onderscheiden typen habitat er drie typen veel voorkomen, namelijk *berm onverharde weg*, *sloot* en *natte ruigte* (figuur 6.1). De kleine hoeveelheid aan lengte van de overige typen komt doordat deze typen weinig voorkomen in het landschap. Aan deze gegevens kunnen dan ook geen conclusies verbonden worden over de geschiktheid van of de voorkeur voor bepaalde type habitats.



Figuur 6.1: totale lengte per habitatype

Wanneer de lengte van alle type landschapselementen met potentieel geschikt habitat bij elkaar opgeteld worden, is dit het totaal aan geschikt habitat per proefvlak. Uit het model is gebleken dat het voorkomen van roodborsttapuit deels is te verklaren door de totale lengte aan geschikt habitat (tabel 4.1). De verklarende variantie door alleen lengte is 0,22. Wanneer alleen berm van onverharde weg en sloot in het model gezet worden ligt het verklaarde percentage iets hoger ($R^2 = 0,23$). In een meervoudig model met kruispunten en connectiviteit is de verklaarde variantie het hoogst ($R^2 = 0,48$) wanneer de totale lengte gebruikt wordt in plaats van afzonderlijke typen.

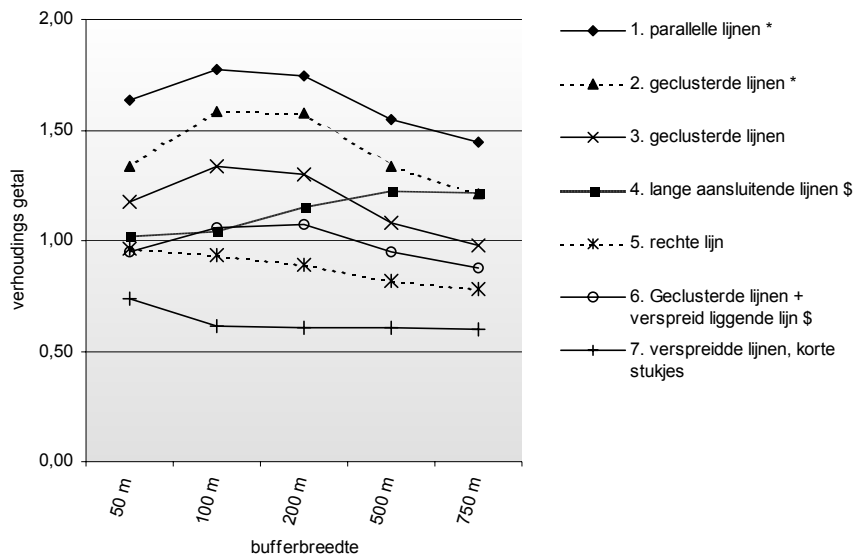
De eerste hypothese wordt niet verworpen, er is niet aangetoond dat het type habitat van belang is voor het voorkomen van roodborsttapuiten. De tweede hypothese wordt wel verworpen, er is aangetoond dat lengte van invloed is op de kans op voorkomen van roodborsttapuiten.

6.2 Ruimtelijke samenhang

Oppervlakte-lengte verhouding

Omdat het model met de verhouding tussen oppervlakte en lengte geen overtuigende resultaten opleverde, wordt bekeken of de gevolgde methode juist is. Hiervoor wordt een model gebruikt waarmee zeven hypothetische proefvlakken worden geanalyseerd. Er wordt bekeken welke breedte een buffer moet hebbende voor een goede verklaring van de verhouding tussen oppervlakte en lengte. De zeven proefvlakken hebben allemaal een andere ruimtelijke samenhang van geschikt habitat. De ruimtelijke samenhang is zo gekozen dat er een aantal proefvlakken zijn met alleen een sterk geclusterd habitat (proefvlak 1 en 2), een aantal met zeer verspreid liggend habitat (4 en 7) en een aantal zonder duidelijke structuur (3 en 6). Proefvlak 5 is het referentie proefvlak met een rechte lijn van 1 km. Van de zeven proefvlakken zijn vervolgens de verhoudingen tussen oppervlakte en lengte uitgezet tegen de breedte van de buffer. Zie voor de resultaten figuur 6.2.

Uit de figuur blijkt dat voor een aantal typen er een verband is tussen de ruimtelijke samenhang en de verhouding tussen oppervlakte en lengte. Netwerken met veel samenhang hebben in alle situaties de hoogste verhoudingsgetallen, ongeacht de bufferafstand (proefvlak 1 en 2). Netwerken met weinig samenhang hebben juist lage verhoudingsgetallen (proefvlak 5 en 7). De ruimtelijke samenhang in deze proefvlakken is echter theoretisch. In proefvlakken 1 en 2 ligt het habitat erg geconcentreerd bij elkaar en ligt er verder in het proefvlak geen ander geschikt habitat. In proefvlak 7 ligt het habitat juist sterk verspreid. Beide vormen van structuur komen in de data weinig voor. De werkelijkheid komt meer overeen met proefvlakken 4 en 6. Lange lijnen of kleine geïsoleerd liggende lijnen verstoren het beeld. Bij deze proefvlakken is dan ook geen duidelijk verband te vinden tussen het verhoudingsgetal en de bufferafstand. Door de afwezigheid van een duidelijk patroon heffen de positieve en negatieve waarden elkaar op.



Figuur 6.2: bufferbreedte en oppervlakte - lengteverhoudingen. De met een * gemarkeerde typen zijn proefvlakken met sterk geclusterd habitat. De met een \$ gemarkeerde typen zijn proefvlakken die veel met de werkelijkheid overeenkomen.

Ook is de correlatie tussen de verhoudingsgetallen en de lengte hoog (tabel 6.1). Deze waarde blijkt niet onafhankelijk te zijn van de totale lengte. Dit wordt onder ander veroorzaakt door proefvlakken met een geringe lengte aan geschikte habitats. Bij een geringe lengte zal de correctie met de constante weinig invloed hebben en blijft de waarde rond de neutrale waarde 1 liggen.

totale lengte	1	1.000				
Buffer 50m	2	0.750	1.000			
Buffer 100m	3	0.876	0.956	1.000		
Buffer 200m	4	0.947	0.890	0.980	1.000	
Buffer 500m	5	0.986	0.823	0.936	0.986	1.000
		1	2	3	4	5

Tabel 6.1: correlatie (R^2) lengte en verhouding oppervlakte - lengte

De verhouding tussen oppervlakte en lengte kan niet als maat gebruikt worden voor compactheid van het habitat. De waarden zijn niet significant en er is een te grote correlatie met de totale lengte. De hypothese wordt niet verworpen, er is niet aangetoond dat de verhouding tussen oppervlakte en lengte de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten vergroot.

Kruispunten en parallellen

Een andere maat voor de bepaling van clustering van habitat is het bepalen van het aantal kruispunten van geschikt habitat binnen een proefvlak. De resultaten in tabel 4.4 geven weer dat het aantal kruispunten gebruikt kan worden als verklarende factor voor het voorkomen van roodborsttapuiten. De correlatie tussen lengte en kruispunten is 0,71. Deze hoge waarde is ook enigszins te verwachten omdat bij meer lengte is de kans op kruispunten ook hoger is. Wanneer het aantal kruispunten als variabele wordt toegevoegd aan het model met totale lengte neemt de verklaarde variantie significant toe naar een verklarende variantie van 0,27. De hypothese wordt verworpen, er is aangetoond dat het aantal kruispunten in een proefvlak van invloed is op de kans op aanwezigheid van de roodborsttapuit.

Naast het aantal kruispunten kan het aantal parallel liggende landschapselementen een maat zijn voor clustering. De resultaten uit tabel 4.4 geven weer dat het aantal parallel liggende landschapselementen echter niet significant zijn. Net als bij het aantal kruispunten is de correlatie met lengte aan de hoge kant (0,74). De verklarende variantie bij toevoeging van parallellen neemt slechts weinig toe met 1,5 %. Deze variabele verklaard in een meervoudig model niet veel over de kans op voorkomen van roodborsttapuiten. De hypothese wordt niet verworpen, er is niet aangetoond dat het aantal parallel liggende landschapselementen van invloed is op de kans op aanwezigheid.

6.3 Connectiviteit

Uit de analyse blijkt dat elke afstandsmaat voor dispersie in een enkelvoudig model significant is. Wanneer een meervoudig model wordt uitgevoerd, met hierin de totale lengte, het aantal kruispunten en de connectiviteitsmaat bij verschillende maximale dispersieafstanden, blijkt dat bij een maximale afstand van 4 km het model de hoogste verklaarde variantie heeft. Deze afstand verschilt echter niet significant met andere afstanden tot en met 8 km.

Er is aangetoond dat connectiviteit van invloed is op de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten en dat bij een maximale dispersieafstand van 4 km het model de hoogste verklaarde variantie geeft.

6.4 Landschapsmaten en ruimtelijke samenhang

Uit de analyse waarbij de gegevens van de topografische kaart gebruikt worden als vervanging van de in het veld verzamelde data, blijkt dat geen enkele van de variabelen een significante correlatie geeft. Dit is zowel in een enkelvoudig model als in een meervoudig model met het aantal kruispunten en de connectiviteit. De hypothese wordt niet verworpen, er is niet aangetoond dat een toename van de hoeveelheid landschapelementen de kans op aanwezigheid van de roodborsttapuiten doet toenemen.

Zoals af te lezen is in de correlatietabel (tabel 4.10) liggen de waarden laag en is er dus weinig verband tussen de beide datasets. De hypothese wordt verworpen, er is aangetoond dat de veldgegevens niet vervangen kunnen worden door gegevens van de topografische kaart.

7 Conclusies

Aan de hand van de toetsing van de hypothesen kunnen de onderzoeksvragen beantwoord worden.

- A. Met welke kwalitatieve en kwantitatieve landschapsvariabelen in termen van groenblauwe dooradering, is de kwaliteit van een territorium van de roodborsttapuit te beschrijven?

Er kan geen onderscheid gemaakt worden tussen verschillende habitattypen. Wel is gebleken dat de totale hoeveelheid aan habitat van belang is voor de kans op voorkomen. Bij een toenemende lengte aan habitat neemt de kans op voorkomen van de roodborsttapuit toe.

- B. Wat is de invloed van de ruimtelijke samenhang op de kans op aanwezigheid?

Een goede maat voor het verklaren van ruimtelijke samenhang van habitat is in dit onderzoek niet gevonden. Wel is gebleken dat de ruimtelijke samenhang van invloed is op het voorkomen, echter sterke bewijzen hiervoor ontbreken. Aanwijzingen in de richting zijn de correlaties met het aantal kruispunten en het model voor berekening van de oppervlakte - lengte verhouding.

- C. Wat is de invloed van connectiviteit op de aanwezigheid van de roodborsttapuit in het agrarisch cultuurlandschap?

De connectiviteit tussen territoria en clusters van territoria is van grote invloed op de kans op voorkomen. Met name bij een maximale dispersieafstand (90% van de dispergerende individuen) van maximaal 4 km. De invloed van habitat en bronpopulaties op een afstand van meer dan 8 km neemt sterk af.

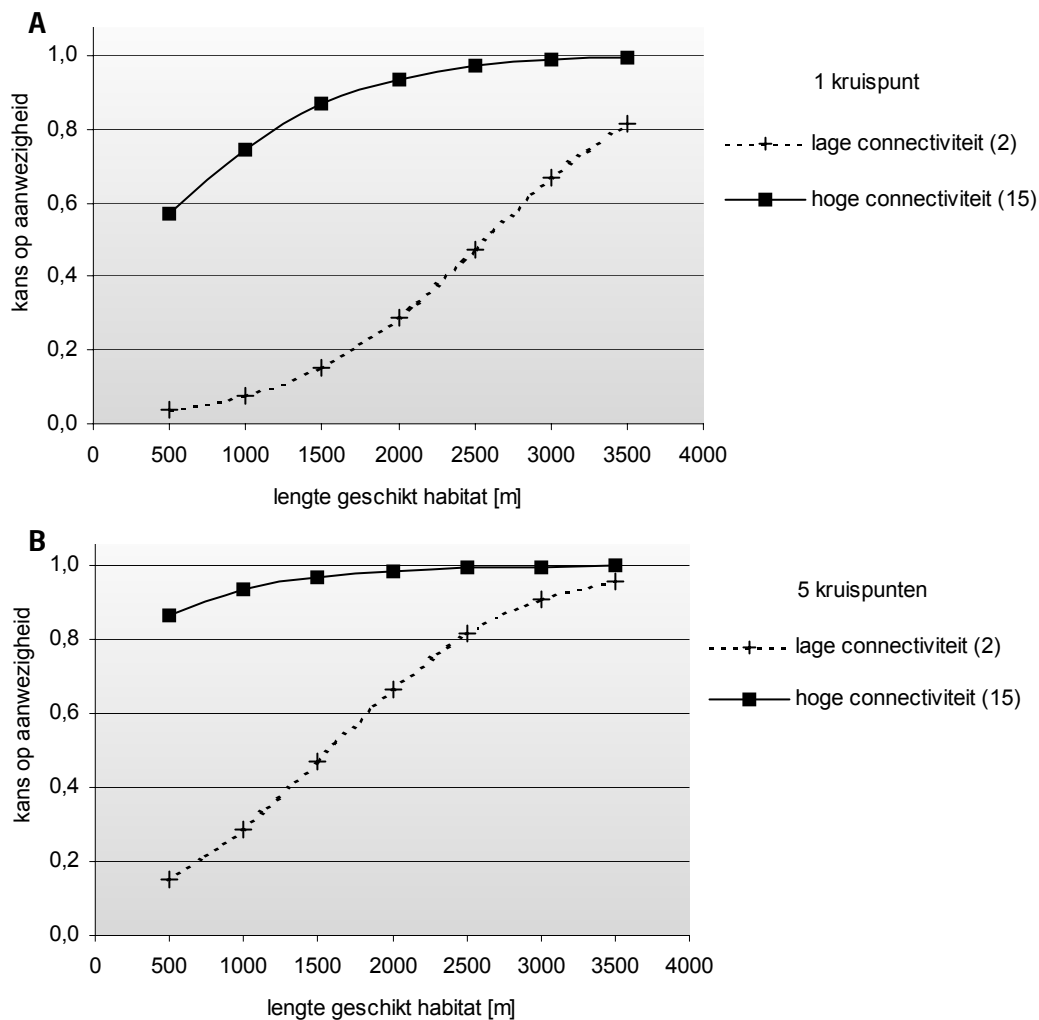
- D. Is het mogelijk om met minder nauwkeurige variabelen voorspellingen te doen over het voorkomen van roodborsttapuiten?

Bij de vergelijking van gedetailleerde veldgegevens met de topografische gegevens is geen correlatie gevonden tussen beide datasets. Voor voorspellingen over de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten zijn gedetailleerde gegevens nodig van het aanwezige potentieel geschikte habitat. Er bestaat weinig relatie tussen de hoeveelheid geschikt habitat voor roodborsttapuiten en de totale hoeveelheid landschapelementen binnen een proefvlak.

8 Toepassing

Uit de analyses blijkt dat de hoeveelheid lengte aan geschikt habitat, de ruimtelijke samenhang van dit habitat en connectiviteit met bestaande populaties verklarende variabelen zijn voor de voorspelling van de kans op aanwezigheid van roodborsttapuiten.

Figuur 8.1 geeft een voorbeeld van de effecten van de variabelen. Met name het effect van connectiviteit is groot. Bij een gemiddelde hoeveelheid habitat (1000 meter) en een hoge connectiviteit is de kans op voorkomen hoog (75 %), bij een lage connectiviteit is de kans op aanwezigheid ook laag (10 %). Bij een toename van de ruimtelijke samenhang, weergegeven met het aantal kruispunten, neemt de kans op voorkomen ook sterk toe (vergelijk figuur 8.1a & 8.1b).



Figuur 8.1a & 8.1b: kans op aanwezigheid bij verschillende maten van connectiviteit. Figuur a met 1 kruispunt en figuur b met 5 kruispunten.

Connectiviteit heeft de grootste verklarende variantie bij dispersie afstanden (90% van de dispergerende individuen) tot 8 kilometer, met een maximum bij 4 kilometer. Bij een hoge connectiviteit is slecht 500 meter habitat voldoende voor een kans op aanwezigheid van 75 % terwijl om een gelijke kans te bereiken bij een lage connectiviteit bijna 3000 meter habitat nodig is.

Door de kleine dispersieafstand van de roodborsttapuit heeft hervestiging alleen een grote kans van slagen heeft wanneer in de directe omgeving, binnen een straal van 4 (tot 8) kilometer, een bestaande populatie aanwezig is. Dit verklaart mogelijk ook het achterwege blijven van het herstel in bijvoorbeeld Drenthe, Twente en de Achterhoek. Hier zijn in de jaren tachtig de populaties nagenoeg verdwenen, waardoor hervestiging vanuit restpopulaties niet mogelijk is. Om toch deze gebieden weer bezet te krijgen moet speciale aandacht besteed worden aan de ruimtelijke kwaliteit van het leefgebied. In gebieden met kleine restpopulaties, zoals de hier boven genoemde gebieden, betekent het dat de aandacht vooral moet gaan naar de gebieden in de directe omgeving van de nog bestaande populaties. De resultaten van dit onderzoek bieden daarvoor praktische informatie.



Literatuur

Agatho, Br., 1961. De Roodborsttapuit, een onderzoek naar zijn leefwijze en broedbiologie. Publicatie van het Natuurhistorisch genootschap in Limburg.

Bijlsma R. G., Hustings F. & Camphuysen C. J., 2001. Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht

Bonte, D. 1994. De roodborsttapuit *Saxicola torquata* als broedvogel aan de westkust van Vlaanderen gedurende de periode 1990-1993. Mergus 8 (1994): 79 – 87

Buijs, A., 1998. Statistiek om mee te werken. EPN, Houten

Castelijns, H & R. van Westrienen, 1994. De Roodborsttapuit *Saxicola torquata* in Zeeuws-Vlaanderen: status aparte?. Limosa 67 (1994) 3: 100-108

Cramp, I. S., 1988. Birds of Europe, the Middle East and North Africa, the birds of the Western Palearctic. Volume V, tyrant flycatchers to thrushes. Oxford University Press, Oxford

Flinks, H. & Pfeifer, F., 1993. Vergleich der Habitatstrukturen ehemaliger und aktueller Schwarzkehlchen-(*Saxicola torquata*)-Brutplätze in einer agrarisch genutzten Landschaft. Ökologie der Vögel: 15, Heft 1, 1993.

Flinks, H. & Pfeifer, F., 1987. Brutzeit, Gelegegröße und Bruterfolg beim Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*). Charadrius 23, Heft 2, (128-139).

Flinks, H. 2002. Ökologische Untersuchungen an Schwarzkehlchen. Ongepubliceerd

Hagemeyer, E. J. M. & Blair, M. J. (editors), 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance. T & AD Poyser, London

Hustings, F. & Noorden, B. van. 1999. De roodborsttapuit laat zich niet uit het veld slaan. Limburgse vogels 10: 62-67.

Jongman, R. H. G., Braak, C. J. F. ter, Tongeren, O. F. R. van, 1987. Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen.

Oostenbrink, W.T. 1991. Voorspelling van de effecten van landinrichting op broedvogels in lijnvormige begroeiing; toepassing in de projecten Lutjegast-Doezum en Twijzel-Buitenpost. Intern rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer (91/7), Leersum. (Alterra)

Opdam, P., Grashof C. & Wingerden, W. van. 2000. Groene dooradering, een ruimtelijk concept voor functiecombinatie in het agrarisch landschap. Landschap 2000 17/1 (45-51).

Oude Voshaar, J. H., 1995. Statistiek voor onderzoekers. Wageningen pers, Wageningen.

Schotman, A.G.M., 2002. Onderbouwing en uitbreiding van het kennissysteem LARCH. Alterra rapport 213, ISSN-1566-7197. Alterra, Wageningen

Seggelen, van. 1999. Vogels van de Grote Peel: Een eeuw avifauna in een veranderend Hoogveenlandschap. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. Arnhem

SOVON Vogelonderzoek Nederland, 2002. Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998 - 2000. – Nederlandse Fauna deel 5. Nationaal Historisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey – Nederland, Leiden.

Stumpf, T. 1994. Die bestandssituation des Schwarzkelchen (*Saxicola torquata*) in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 30, Heft 3 (157-165).

Teixeira, R. M., 1979. Atlas van de Nederlandse Broedvogels. SOVON, Vereniging tot behoud van natuurmonumenten in Nederland

Vossen, H. 1994. Roodborsttapuiten: het gouden randje van de laarderheide (Nederweert). Natuurhistorisch Maandblad 83

