

B Natursystem-nivået

B1 Definisjon, generaliseringsnivåer og generelle prinsipper for typeinndeling

Dette kapitlet oppsummerer og utdyper karakteristikken av natursystem-nivået som er gitt i kapittel A2.

B1a Definisjon

Natursystem-nivået er et primært naturmangfold-nivå i NiN versjon 2, som skal inneholde som den basale typeinndelingen av økosystemer. Per definisjon skal **natursystem** omfatte 'alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig og vel avgrenset område, det totale miljøet de lever i og er tilpasset til, og de prosesser som regulerer relasjoner organismene imellom og mellom organismer og miljø (herunder menneskelig aktivitet)' (Tabell A1–1). Som primært naturmangfold-nivå i NiN 2 skal natursystem omfatte en fullstendig arealdekkende typeinndeling basert på eksplisitte prinsipper og kriterier (kriteriebasert prosedyre for å definere typer), utarbeidet med utgangspunkt i en gradientanalytisk forståelse av naturvariasjon. Denne typeinndelingen skal inneholde alle de tre hierarkiske nivåene hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype. I tillegg skal det utarbeides et fleksibelt beskrivelsessystem.

B1b Karakteriserende naturegenskap

Karakteriserende naturegenskap på natursystem-nivået er **artssammensetningen**, det vil si 'de artene som lever sammen innenfor et gitt område'. Artssammensetningen er en natursammensetningsvariabel (jf. kapittel A1a). Artssammensetningen som karakteriserende naturegenskap skal implementeres gjennom følgende grunnleggende prinsipper for typeinndeling på natursystem-nivået:

1. Inndelingen på natursystem-nivået skal adressere variasjon i artssammensetning, miljøforhold og prosesser *separat* for økosystemer dominert av hver av fire hovedkategoriene av **dominerende økosystemkomponenter**, det vil si 'kategorisering til substrat (mark/bunn) eller substratfrie livsmedier; og innenfor sistnevnte, i tre underkategorier: frie vannmasser, snø og is, og luft'. Med **substrater** menes 'organiske eller uorganiske livsmedier som ved normale jordoverflatetemperaturer forekommer i fast fase', det vil si mark og bunn, mens **substratfrie livsmedier** er definert som 'vann og luft som livsmedier, inkludert vann i fast fase (snø og is)'. Variasjonen i artssammensetning relatert til miljøvariasjon innenfor hver av disse dominerende økosystemkomponentene, som betegnes **grunnleggende forskjellige dominerende økosystemkomponenter** (definert som 'inndelingen av dominerende økosystemkomponenter i to kategorier med til sammen fire underkategorier') skal være retningsgivende for typeinndelingen på natursystem-nivået.

2. Innenfor dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater, skilles mellom to ulike underkategorier:
 - a. **Mark**, definert som 'jordskorpa mer eller mindre faste overflatesjikt på steder som ikke er vanndekket eller dekket av vann minst 50 % av tida (på fastmark, i våtmark og i øvre del av fjærebeltet), med tilhørende organismesamfunn'. Også organismer som lever nær marka og som har et så nært funksjonelt forhold til marka at de med rimelighet kan antas å respondere på de samme lokale komplekse miljøvariablene (LKM) som organismer som lever på eller i marka skal legges til grunn ved typeinndelingen. Epifytter og parasitter på trær omfattes ikke av markbegrepet fordi de er knyttet til økosystemkomponenter med variasjon i artssammensetning som er betinget av andre LKM enn de som betinger variasjon i marksystemet, og skal derfor tillegges liten vekt ved typeinndelingen av natursystemer knyttet til mark.
 - b. **Bunn**, definert som 'jordskorpa mer eller mindre faste øvre sjikt på et sted som er vanndekket minst 50 % av tida (saltvannssystemer, innsjøer og elver, samt i fjærebeltet), med tilhørende organismesamfunn'. Også organismer som lever nær bunnen og som har et så nært funksjonelt forhold til bunnen at de med rimelighet kan antas å respondere på de samme lokale komplekse miljøvariablene som organismer som lever på eller i bunnen skal legges til grunn ved typeinndelingen. De typiske bunnorganismene er **benthos**, 'organismer som lever i eller på bunnen'. Påvekst på alger, korallassosierte arter, fisk som er sterkt tilknyttet ålegrasenger, tareskog etc., og som antas, direkte eller indirekte, å respondere på samme LKM som arter som lever på eller i bunnen, skal gis vekt ved inndeling av bunnsystemene. Arter med løsere tilknytning til bunnen og hvis fordeling i liten grad er styrt av bunnens egenskaper, skal gis liten eller ingen vekt. Grunnen til at påvekstorganismer i vann kan anses å tilhøre bunnsystemene, mens epifytter på land ikke kan anses tilhøre marksystemene på samme vis, er at vannet er et tregere medium med mye sterkere homogeniserende effekt på miljøet enn luft..
3. Innenfor dominerende økosystemkomponenter knyttet til substratfrie livsmedier skilles mellom:
 - a. **Frie vannmasser**, definert som 'del av vannforekomst dominert av plankton og nekton' (**plankton** er 'organismer som lever i de frie vannmasser og som har så liten horisontal egenbevegelse at vannstrømmer i stor grad bestemmer deres romlige fordeling' og **nekton** er 'aktivt svømmende organismer som lever i vann, og som er i stand til å bevege seg aktivt uavhengig av mer eller mindre sterke vannstrømmer'; se Tabell B1–1 for definisjoner). Frie vannmasser avgrenses fra bunnen ved at fordelingen av organismene som lever der er styrt av andre komplekse miljøvariabler enn den tilstøtende bunnen. Overgangen mellom bunnen og de frie vannmassene er imidlertid gradvis, og organismene som lever i **demersalsonen**, det vil si 'den delen av en vannsøyle (i en vannforekomst) som er nær og betydelig influert av bunnen og benthos-organismer', må fordeles skjønnsmessig mellom bunnen og frie vannmasser på grunnlag av hvilke komplekse miljøvariabler som er viktigst for deres lokale fordeling. Samme kriterier må legges til grunn for vurdering av hvorvidt **pleuston** ('organismer som er knyttet til vannoverflata'), inkludert **neuston** ('små organismer med sjølve vannoverflata som tilholdssted'), skal inkluderes i artssammensetningen ved karakterisering av frie vannmasser.
 - b. **Varig snø og is**, definert som 'forekomst av vann som har vært og/eller forventes å forbli i fast fase i minst 6 år'; omfatter isbreer, permanente snøfonner og vannmasser som er permanent dekket av is. 6 år er grensa for lengden av en

kortfase [definert som 'tidsavgrenset utforming av en type natur, med forventet varighet kortere enn 6 år (jf. grunnversjonen av naturtypeinndelingen på natursystem-nivå)'].

I NiN versjon 1 ble frie vannmasser bare typeinndelt på livsmedium-nivået, og varig snø og is ble ansett som en kategori av mark. Også i NiN versjon 2 står mark/bunn (dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater) sentralt i naturtypeinndelingen, av grunner redegjort for i NiN[1] Artikkel 1: D2f, der det står: 'Det dominerende bunn- og markelementet ('jorddekt bakke' i skog, inkludert jordsmonnet og livet i jorda og på markoverflata) skiller seg fra alle de andre elementene i økosystemet (vannmassene, lufta, trærne i skogen) ved at *artssammensetningen i og nær jordskorpas overflate og de lokale miljøfaktorene som er viktige for denne artssammensetningsvariasjonen representerer en særlig stabil del av naturen*. Om ingen brå påvirkning inntreffer (naturlig forstyrrelse eller inngrep ...), endrer *bunn- og marksystemene* seg vanligvis lite i løpet av hundrer eller tusener av år. Marksystemene utgjør derfor et konservativt element (ofte det mest stabile) innenfor et område. Elementer som hovedsakelig består av organisk materiale (levende og døde planter og dyr), for eksempel levende trær og død ved, kan vare noen tiår eller kanskje ett eller to hundre år. Organismene som lever sine liv på eller i organiske elementer må være tilpasset at substratet er mer dynamisk (blant annet må de kunne forflytte seg i takt med at egnede levesteder går til grunne og nye oppstår). I vannsystemer inntar bunnsystemene en tilsvarende konservativ rolle, mens de frie vannmassene, i innsjøer, i elver og i havet, er dynamiske på mye kortere tidsskalaer og på mye større romlige skalaer. Bunn- og marksystemene er derfor tillagt en spesielt sentral rolle ved typeinndelingen i NiN versjon 1.' I motsetning til i NiN versjon 1, er det i NiN versjon 2 åpnet for at økosystemer med substratfrie livsmedier som dominerende økosystemkomponent skal kunne typeinndeles på natursystem-nivået.

- c. **Luft**, den tredje dominerende økosystemkomponenten knyttet til substratfrie livsmedier, anses ikke å inneholde et økosystem som i tilstrekkelig grad er helhetlig (med struktur og funksjon) og uavhengig av land- og vannsystemene, til å bli lagt til grunn for inndeling på natursystem-nivået. Denne vurderingen blir imidlertid utfordret av nyere undersøkelser som viser at det finnes samfunn av mikroorganismer i atmosfæren, som har en viktig økologisk funksjon (se f.eks. DeLeon-Rodriguez et al. 2013).
4. Natursystem-inndelingene av mark, bunn og, til dels, varig snø og is, skal adressere naturvariasjon på økosystem-nivå på *relativt fin romlig skala*. For disse hovedkategoriene av dominerende økosystemkomponenter skal den romlige skalaen for typer på natursystem-nivået i prinsippet være slik at mest mulig 'forklaring' av variasjonen i plante- og dyreartssammensetning blir 'forklart' (merk at begrepet 'forklare' her blir brukt i statistisk, ikke en kausal betydning; om en uavhengig variabel som forklarer varians i en responsvariabel uavhengig av om det er en årsak-virkningsrelasjon mellom variablene eller ikke). Det er på denne skalaen plantesamfunn, vegetasjonstyper, habitattyper og 'naturtyper' etter DN-håndbok 13 blir definert. Dette prinsippet blir i praksis implementert ved å tilstrebe enheter som er kartleggbare i målestokker i intervallet fra 1: 500 til 1: 20 000. For at et natursystem skal bli identifisert som selvstendig enhet på natursystem-nivået, må det fungere som et **helhetlig økosystem**, det vil si et 'fullstendig økosystem med hensyn til struktur og funksjon, det vil si med næringskjede, diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc.'. Kravet til helhetlighet er utgangspunktet for fastsettelse av en **økologisk minstestørrelse** for arealenheter av hver enkelt natursystem-type, det vil si

‘den minste utstrekningen (lengden, arealet eller volumet) en figur som representerer en gitt naturtype vanligvis kan ha og samtidig utgjøre et helhetlig økosystem’ [merk at økologisk minstestørrelse er en egenskap ved natursystemet i seg sjøl, mens minstestørrelse for utfigurering av arealenheter ved naturkartlegging er en egenskap ved naturtypekartet (og kartleggingsmetoden), som ikke nødvendigvis behøver å forholde seg til det økologiske minstearealet]. Noen økosystemer har liten økologisk minstestørrelse, f.eks. kilder, som fungerer som selvstendige økosystemer og klart skiller seg fra omkringliggende myrer og fastmark ved tilførsel av kildevann med løste mineralnæringsstoffer og ved artssammensetning som er distinkt forskjellig fra artssammensetningen i tilgrensende systemer. For andre systemer, f.eks. fastmarksskogsmark, forutsetter økologisk funksjon som skogsmark forekomst av et visst antall trær og at disse trærne står tett nok til å skape et miljø med begrenset lystilgang til marka, lite vind nær marka, strøfall, etc. Det finnes altså ingen absolutt nedre størrelsesgrense for hvor stor utstrekning en arealenheter må ha for å fungere som selvstendig (helhetlig) økosystem; denne grensa må settes for hver natursystem-type for seg på grunnlag av kunnskap om økologisk funksjon. Som hovedregler for grenseoppgang mellom det som skal regnes som selvstendige natursystemer og som dermed gjøres gjenstand for typeinndeling på natursystem-nivået gjelder:

- a. Flekker av ‘spesiell natur’ innen større, sammenhengende arealer med ‘normal natur’ innenfor natursystemer for substrater som dominerende økosystemkomponent (mark/bunn) må være store nok til å fungere som selvstendige økosystemer, med variasjon i artssammensetning som er betinget av lokale komplekse miljøgradienter som framviser variasjon på en natursystem-relevant romlig skala, for å betraktes som egne natursystem-forekomster. Den naturen som etter kriteriene i kapittel B3 defineres som ‘normal natur’ skal være utslagsgivende for typeinndeling og typetilordning. ‘Mikro-økosystemer’ som f.eks. levende enkelttrær, dødvedenheter etc. i skogsmark, skal oppfattes som ‘elementer’, eller ‘komponenter’ i natursystem-enheter som er karakterisert først og fremst ved egenskaper ved den dominerende økosystemkomponenten (mark/bunn etc.). Dersom det er behov for å typifisere disse mindre komponentene, skal det gjøres på natur(system)komponent-nivået. Andre eksempler på ‘mikro-økosystemer’ som skal oppfattes som naturkomponenter er steiner, små skrenter etc. i skogsmark og andre jorddekte systemer. Grunnen til dette er at små forekomster av nakent berg ikke kan anses å ha funksjon som selvstendige, helhetlige økosystemer.
- b. Valg av romlige skalaer for beskrivelse og typeinndeling av frie vannmasser (og til dels også varig snø og is, som på mange måter står i en mellomstilling mellom økosystemer med substrater som dominerende økosystemkomponent og frie vannmasser) må gjøres slik at samsvaret med typeinndelingen av mark- og bunnsystemer blir best mulig. Det viktigste spørsmålet er sannsynligvis hvorvidt sammenliknbart omfang av variasjon i artssammensetning langs komplekse miljøgradienter eller sammenliknbar romlig skala skal legges til grunn for inndeling. Definisjonen av (typer på) natursystem-nivået tilsier at konsistens gjennom hele typesystemet på natursystem-nivået innebærer vekt på sammenliknbart omfang av variasjon (at samme metode for standardisert trinndeling av komplekse hovedmiljøgradienter legges til grunn for inndeling som for mark/bunn). Dette medfører at natursystem-typer i frie vannmasser får langt større romlig utstrekning, både horisontalt og vertikalt, enn natursystem-typer for marka og bunnen. Artenes vertikale vandringer gjør f.eks. at hele vannsøyler må typifiseres samlet, eventuelt med vertikale lag som kortfaser.

Operasjonalisering av artssammensetningen som karakteriserende naturegenskap for naturtyper på natursystem-nivået byr på en lang rekke utfordringer. Hvilke arter skal tas i betraktning? Skal alle artsgrupper (eller arter) gis samme vekt ved typeinndelingen? Skal det tas hensyn til at kunnskapen om ulike artsgruppers respons på viktige lokale komplekse miljøvariabler varierer mellom artsgrupper? Disse, og andre spørsmål må besvares med utgangspunkt i det teoretiske grunnlaget for NiN, inkludert naturtypedefinisjonen (se kapitlene A1 og A2), og de presiseringene av hva natursystem-inndelingen skal omfatte som er gitt ovenfor. Følgende kriterier legges til grunn for *utvelgelse av arter og artsgrupper* ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen:

1. Bare funksjonelle/taksonomiske artsgrupper (FAG) som inneholder arter som er direkte tilknyttet (lever på, i eller av) den dominerende økosystemkomponenten som adresseres på natursystem-nivået (mark, bunn, frie vannmasser og snø og is; avhengig av natursystem-hovedtype eller gruppe av natursystem-hovedtyper) skal tas i betraktning ved beregning eller vurdering av forskjeller i artssammensetning mellom naturtype-kandidater. Innenfor FAG som tilfredsstiller dette kravet, skal bare arter som er tilknyttet den dominerende økosystemkomponenten tas i betraktning.
2. Bare arter som forholder seg til miljøvariasjon på skalaer i rom og tid som presisert i punkt 4 ovenfor, det vil si som omfattes av begrepet '*naturvariasjon på økosystem-nivå på relativt fin romlig skala*', skal tas i betraktning. I praksis innebærer dette at arter, for å tas i betraktning, må ha et mobilitetsmønster som gjør at de framviser en respons på lokale komplekse miljøvariabler som gir utslag i variasjon på en relevant skala i rom og tid (hvilke skalaer det konkret er tale om, vil variere mellom økosystemkomponenter, se punktene 4a og 4b over). Dette kriteriet utelukker arter med evne til å bevege seg over større avstander enn det skalaspesifikasjonen for natursystem-nivået tilsier, og innebærer krav til **persistens** ('*en organismes tendens til å forbli på sitt opprinnelige sted og ikke flytte seg eller kolonisere nye steder*'; Herben et al. 1993, Økland 1995). Artsgrupper som f.eks. løpebiller og spretthaler i skogsmarkssystemer, som er direkte knyttet til den dominerende økosystemkomponenten (marka) og som responderer på miljøvariasjon på relevante skalaer, skal derfor tillegges vekt ved typeinndelingen.
3. Bare arter som *i seg sjøl* forholder seg til miljøvariasjon på relevante skalaer i rom og tid skal tas i betraktning. Dette kravet innebærer at parasittiske, kommensale og mutualistiske arter (f.eks. epifytter på trær, på alger etc.; se kapittel B3 for definisjon av begreper for ulike former for interspesifikke interaksjoner), det vil si arter som er direkte avhengig av andre arter, bare skal tas i betraktning når de i tillegg til å forholde seg til en eller flere andre arter *også* responderer på miljøvariasjon på relevante skalaer i rom og tid. Det er disse artenes respons på relevante lokale komplekse miljøvariabler som skal tas i betraktning ved typeinndelingen på natursystem-nivået, ikke deres direkte relasjon til andre arter. Variasjon i artssammensetningen av mykorrhizasopp i skogsmarkssystemer langs lokale komplekse miljøvariabler som f.eks. kalkinnhold (KA) og uttørkingsfare (UF) (som i stor grad sammenfaller med variasjon i artssammensetningen av karplanter, moser og lav; se Bendiksen et al. 2004) skal derfor tas i betraktning ved karakterisering av natursystemer, mens forskjellen i artssammensetning av mykorrhizasopp mellom tresatte arealer dominert av ulike treslag bare skal tas i betraktning i den grad treslagsartssammensetningen varierer langs aktuelle lokale komplekse miljøvariabler. Forskjeller i mykorrhiza-artssammensetning mellom ulike treslag som forekommer under samme miljøforhold, er ikke relevant for typeinndeling på natursystem-nivået, men skal i stedet beskrives

som forårsaket av (treslags)dominans som kilde til variasjon. Mikroorganismer som bakterier, endofyttiske og jordboende mikrosopp og annen såkalt 'kryptisk diversitet' (begrep både brukt om artskomplekser med genetisk variasjon som ikke gir seg morfologiske utslag og om svært artsrike grupper av organismer som ikke kan observeres uten i prøver og under stor forstørrelse; her brukt i sistnevnte betydning), skal normalt ikke tillegges vekt ved inndelingen på natursystem-nivået, og skal derfor heller ikke tas i betraktning ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen. Begrunnelsen for dette er at variasjonen i artssammensetning innenfor disse gruppene hovedsakelig gjenspeiler artenes respons på miljøvariasjon på finere skalaer enn de som adresseres på natursystem-nivået [f.eks. Blaallid et al. 2012, Davey et al. 2012; men se også Yao et al. (2013)]. Dette innebærer naturligvis ingen nedvurdering av disse organismenes økologiske funksjon.

4. For arter som totalt sett, det vil si for alle livsstadier sett under ett, ikke tilfredsstillende punktene 1, 2 og/eller 3 over, skal spesifikke livsstadier tas i betraktning på lik linje med arter når dette eller disse livsstadiene tilfredsstillende alle kravene i punktene 1–3.

Følgende kriterier er lagt til grunn for den relative vektleggingen av funksjonelle/taksonomiske artsgrupper (FAG) ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen:

1. Den relative vektleggingen av ulike FAG skal gjenspeile gruppens betydning for økosystemets funksjon. I systemer der primærprodusenter spiller en vesentlig rolle, skal derfor artssammensetningen innenfor de viktigste primærprodusentgruppene (i marksystemer karplanter, moser og lav; i eufotisk B1–2e bunnsystemer karplanter og alger) tillegges særlig stor vekt. I systemer uten primærprodusenter (f.eks. på afotisk ferskvanns- og saltvannsbunn) eller der primærprodusenter spiller en liten rolle (f.eks. på deler av eufotisk sedimentbunn nær grensa til afotisk belte, i grotter el.l.) skal eventuelle andre arter med høy persistens (se punkt 3 over), og som er direkte knyttet til den dominerende økosystemkomponenten fordi de lever på, i eller av denne (f.eks. gravende og rørbyggende fauna på afotisk saltvannsbunn), tillegges stor vekt.
2. Den relative vektleggingen av ulike FAG skal, i store trekk, gjenspeile den relative biomassefordelingen mellom artsgruppene. Dette gir grunnlag for sterk vektlegging av primærprodusentene i systemer der disse er viktige for økosystemfunksjonen. Dette medfører at vekten skal avta mot høyere trofiske nivåer i næringskjedene og også at nedbrytere kan tillegges betydelig vekt ved karakterisering av natursystemer.
3. Den relative vektleggingen av ulike FAG skal gjenspeile vår kunnskap om hvordan arter i den aktuelle artsgruppa responderer på lokal kompleks miljøvariasjon.

Et grunnprinsipp for arbeidet med NiN versjon 2 er at typeinndelingen skal være etterprøvbar (se innledningen). For natursystem-nivåets del forutsetter dette at det finnes en metode som gjør det mulig å etterprøve en naturtypeinndelingshypotese ved bruk av relevante data. En slik metode er utarbeidet og beskrevet i kapittel B2. Denne metoden er basert på beregning av artssammensetningsulikhet for arter i relevante FAG (jf. kriterier som legges til grunn for *utvelgelse av arter og artsgrupper* ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen, over), og forutsetter derfor at kriteriene for relativ vektlegging av funksjonelle/taksonomiske artsgrupper (FAG) blir omsatt i en konkret vekttabell. Det er neppe mulig å beregne eksakte vekter ved hjelp av 'objektive kriterier' (som f.eks. biomassefordeling etc.) uten et krav til data som er umulig å oppfylle. En slik tabell vil derfor nødvendigvis preges av de subjektive valgene som ligger til grunn for den. Bruk av data-baserte, eksakte vekter ville dessuten gjøre systemet svært rigid. I NiN versjon 2 er en

pragmatisk løsning med bruk av en enkel vekttabell (Tabell B1–2) valgt. Utgangspunktet for vektene i denne tabellen er at de dominerende primærprodusentene i substrattilknyttete systemer gis en samlet vekt på 3/5 ved beregning av artssammensetningsulikhet, mens planteplankton i epipelagiale frie vannmasser gis en samlet vekt på 2/5.

For natursystemer der mer enn én FAG er relevant for karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen, skal artssammensetningsulikhet beregnes separat for hver artsgruppe. Deretter skal en totalverdi for artssammensetningsulikhet beregnes ved bruk av vektene i tabellen. Bruken av de angitte vektene forutsetter god kunnskap om variasjon i respons på lokale komplekse miljøvariabler for hver av de aktuelle artsgruppene. Inntil slik kunnskap finnes, skal artsgrupper ikke tas i betraktning når kunnskap mangler. Når kunnskapen er mangelfull, skal vekten på den aktuelle artsgruppa reduseres i forhold til verdien angitt i tabellen slik at vekten i rimelig grad gjenspeiler kunnskapsgrunnlaget.

Innenfor hver artsgruppe skal alle arter som tilfredsstiller utvalgskriteriene 1–4 ovenfor i utgangspunktet gis samme vekt. Artenes vekt i analysen vil da bestemmes av den enkelte arts respons på de aktuelle lokale komplekse miljøvariablene.

B1c Karakteriserende kilde til variasjon

Karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået skal i utgangspunktet være *lokal miljøvariasjon*, tilrettelagt for bruk til typeinndeling i form av standardiserte hovedkompleksmiljøvariabler. Følgende generelle prinsipper skal ligge til grunn for implementering av lokal miljøvariasjon som karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået:

1. De standardiserte hovedkompleksmiljøvariablene som blir lagt til grunn for typeinndeling på natursystem-nivået skal i størst mulig grad være uavhengige av hverandre, det vil si at hver variabel forklarer variasjon i artssammensetning innenfor minst én natursystem-hovedtype eller hovedtypegruppe [og som derfor inngår i en hovedkompleksvariabelgruppe for en type (hovedtype eller hovedtypegruppe)], og at denne variasjonen ikke forklares av andre variabler. Målsettingen er å definere så generelle lokale komplekse hovedmiljøvariabler som mulig, slik at disse skal kunne gjenbrukes til inndeling i flest mulig natursystem-hovedtyper, om mulig med samme trinndeling.

Fordi typeinndelingen på natursystem-nivået adresserer lokal variasjon, er det helt sentrale begrepet for typeinndelingen av natursystemer **lokal kompleks hovedmiljøvariabel (hLKM)** definert som '**lokal kompleks miljøvariabel som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel**' (se kapittel A1d for drøfting av begrepet hovedkompleksvariabel). Det er hensiktsmessig å skille mellom to kategorier av lokale komplekse hovedmiljøvariabler, **lokal kompleks hovedmiljøfaktor (LKMf)**, '**lokal kompleks miljøfaktor som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel**' og **lokal kompleks hovedmiljøgradient (LKMg)**, '**lokal kompleks miljøgradient som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel**'.

LKM skal defineres (i) for å beskrive forskjeller mellom hovedtypegrupper; (ii) for å beskrive forskjeller mellom hovedtyper; (iii) for å beskrive forskjeller innen hovedtyper mellom grunntyper; og (iv) for å beskrive variasjon innen grunntyper (mellom utforminger). Prinsipper for å definere LKM og kriterier for å trinndele LKM er knyttet opp mot operasjonelle definisjoner av vesentlig forskjell i

artssammensetning og betydelig forskjell i artssammensetning. Disse begrepene blir definert på grunnlag av kvantitative mål på forskjeller i artssammensetning, som beskrevet i kapittel B2. Basert på definisjonene av disse begrepene blir kriterier for standardisert trinndeling (standardtrinn) av LKM fastsatt.

2. Typeinndelingen på natursystem-nivået er i prinsippet basert på kriterier knyttet til lokale komplekse *øko-variabler* (øko-faktorer og økokliner), som består av en standardisert LKM og den systemspesifikke tilhørende variasjonen i artssammensetning (typisk en artssammensetningsgradient). Den lokale miljøvariasjonen er viktig for naturtypeinndelingen på natursystem-nivået i den grad den gir opphav til variasjon i artssammensetning som er observerbar ved et gitt tidspunkt. Trinndeling av LKM skal derfor skje på grunnlag av variasjon i artssammensetning. Mange miljøvariabler er ikke i seg sjøl målbare, og i særdeleshet gjelder dette komplekse miljøvariabler, som er abstraksjoner. Derfor vil i praksis variasjon i artssammensetningen, sammen med observerbare miljøegenskaper når relevante slike finnes, brukes som *indikator* på plassering langs LKM i NiN versjon 2. **Lokal kompleks miljøvariasjon** er definert som '*variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]*'. Denne definisjonen gir klare føringer for hva som skal oppfattes som lokal miljøvariasjon og dermed legges til grunn for typeinndeling på natursystemnivået, hva som skal oppfattes som regional variasjon, og hva som skal oppfattes som tilstandsvariasjon. Overgangs- og grensetilfeller finnes. Noen av disse blir drøftet i kapitlene B2–B4, disse og andre er behandlet i dokumentasjonen for typeinndelingen på natursystem-nivået (se NiN[2] artikkel 3). Det er ikke sikkert at skillet mellom lokal og regional miljøvariasjon kan opprettholdes ved typeinndeling av variasjon i frie vannmasser, eller om dette skillet i et hele tatt gir mening i disse økosystemene. Hvis det ikke er tilfellet, vil i praksis også variasjon på regional skala inngå i karakteriserende naturegenskap for frie vannmasser, som et særtilfelle.
3. Artenes respons på viktige komplekse miljøvariabler bestemmes av de økologiske strukturerende prosessene; de umiddelbare økologiske årsakene til variasjon i artssammensetning. Tolkningen av naturtypedefinisjonen, som presiserer 'at geologiske (inkludert geomorfologiske) og økologiske prosesser er viktige for inndelingen i naturtyper i NiN i den grad de forårsaker miljøvariasjon som resulterer i forskjeller i artssammensetning' innebærer at forskjeller og likheter i økologiske strukturerende prosesser skal tillegges stor vekt når naturvariasjon på natursystem-nivået skal systematiseres. Merk at begrepet 'økologisk strukturerende prosess' viser til prosessene som direkte former artenes respons på viktige komplekse miljøvariabler, de umiddelbare økologiske årsakene til variasjonen i artssammensetning, og ikke til andre geologiske og økologiske prosesser (se Fig. A1–2). Dette skal være et viktig premiss for utformingen av det spesifikke teoretiske grunnlaget for typeinndeling på natursystem-nivået.

B1d Generelle prinsipper for typeinndeling

I kapittel A2d drøftes ulike alternativer for grad av standardisering av elementene i beskrivelsessystemet (spesifikke spørsmål som knytter seg til utformingen av beskrivelsessystemet på natursystem-nivået i NiN, blir drøftet i NiN[2] artikkel 3). Disse generelle betraktningene og prinsippene er lagt til grunn for utformingen av en eksplisitt kriteriebasert hierarkisk delende prosedyre for typeinndeling på natursystem-nivået i NiN versjon 2. Typeinndelingsprosedyra er basert på følgende kunnskapsgrunnlag:

1. Teoretisk grunnlag og systemarkitektur for NiN (kapitler A1 og A2)
2. Definisjon og utfyllende karakteristikker av natursystem-nivået (dette kapitlet)
3. En metode for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler (kapittel B2, oppsummert i vedlegg 5; grunnlagsmaterialet for denne metoden er samlet i vedleggene 2–4)
4. En systematisk oversikt over viktige økologiske strukturerende prosesser som grunnlag for å definere lokale komplekse miljøvariabler (kapittel B3).

I kapittel B4 trekkes konklusjoner om prinsipper for typeinndeling på natursystem-nivået på dette grunnlaget, og Vedlegg 6 inneholder den hierarkisk delende (divisive) prosedyren for typeinndeling på natursystem-nivået. Det praktiske resultatet av bruken av denne prosedyren er redegjort for i NiN[2] artikkel 3.

Tabell B1–1. Pragmatisk inndeling i organismegrupper på grunnlag av systematisk tilhørighet og økologisk funksjon.	
Organismegruppe	Karakteristikk (taksonomisk tilhørighet)
Primærprodusenter	Karplanter, moser, lav, alger (planktonalger i frie vannmasser)
Mykorrhizasopp	Storsopper som har mykorrhizarelasjon med primærprodusenter
Saprofyttiske sopp	Saprofyttiske, markboende storsopp; storsopp er et pragmatisk begrep som brukes om sekk- og stilksporesopp med fruktlegemer som er observerbare med det blotte øyet
Mega- og makrofauna	Dyr med individstørrelse > 2 mm (megafauna = 'dyr med normal individstørrelse > 20 mm'; makrofauna = 'dyr med normal individstørrelse 2–20 mm')
Meio- og mikrofauna	Dyr med individstørrelse < 2 mm (meiofauna = 'dyr med normal individstørrelse 0,1–2 mm'; mikrofauna = 'dyr med normal individstørrelse < 0,1 mm')
Mikroorganismer	Bakterier, mikrosopp etc., som sannsynligvis responderer på andre miljøvariabler enn LKM som er relevante på natursystem-nivået
Mobile dyr	Dyr som har så stor mobilitet at de ikke antas å respondere på LKM som er relevante på natursystem-nivået

Tabell B1–2. Vektlegging av ulike organismegrupper (definert i Tabell B1–1) ved karakterisering av natursystemer ved beregning av artssammensetningsulikhet. For hver rad summerer vektene til 1. Når organismegrupper mangler, fordeles vekten på øvrige organismegrupper.

Natursystemer	Primær- produsenter	Storsopp	Substrat- tilknyttet fauna	Vannmasse- tilknyttet fauna	Andre grupper
Fastmarkssystemer; skogsmark	0,6	0,3	0,1		
Åpne fastmarkssystemer med jorddekke	0,6	0,2	0,2		
Åpne fastmarkssystemer uten jorddekke	0,7		0,3		
Våtmarkssystemer	0,7	0,1	0,2		
Ferskvannsbunnsystemer, eufotisk eller med kjemoautotrofe organismer	0,6		0,4		
Saltvannsbunnsystemer, eufotisk eller med kjemoautotrofe organismer	1,0 ¹		1,0 ¹		
Ferskvanns- og saltvannsbunnsystemer, afotisk			1,0		
Ferskvanns- og saltvannsbunnsystemer, anoksiske					1,0 ²
Marine vannmasser, epipelagiale, sirkulerende	0,5			0,5	
Marine vannmasser, meso- og bathypelagiale				1,0	
Ikke-sirkulerende marine vannmasser					1,0 ²
Sirkulerende, limniske vannmasser	0,5			0,5	
Ikke-sirkulerende limniske vannmasser					1,0 ²
Snø- og issystemer					1,0 ²

¹I disse systemene skal én felles artsliste utarbeides for alle grupper av organismer som tilfredsstiller kravene til å bli lagt til grunn for typeinndeling på natursystem-nivået.

²I disse systemene skal én felles artsliste utarbeides for alle relevante artsgrupper, inkludert mikroorganismer.

B2 Metode for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler

B2a Innledning

En forutsetning for å kunne bygge natursystem-inndelingen i NiN versjon 2 på klare, teoretisk velfunderte og etterprøvbare inndelingsprinsipper, er at det finnes en metode for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler. Naturtypedefinisjonen i NiN gir et opplagt svar på hvordan dette må gjøres: *Fordi miljøvariasjon og økologiske prosesser er viktige for inndelingen i naturtyper i den grad de resulterer i forskjeller i artssammensetning (artssammensetningsulikhet), bør den økologiske avstanden mellom natursystemene, det vil si hvor forskjellige systemene egentlig er, uttrykkes gjennom beregning av graden av forskjell i artssammensetning mellom natursystemer.* Denne oppgaven forutsetter imidlertid at variasjon i artssammensetning kan tallfestes, det vil si:

1. at det er definert en måleenhet for **økologisk avstand** (ØA; 'grad av forskjell i artssammensetning som uttrykk for forskjeller i miljøforhold og økologiske prosesser') basert på beregning av **artssammensetningsulikhet** (AU; 'grad av forskjell i artssammensetning mellom to observasjonseenheter, målt på en skala fra 0 (fullstendig likhet) til 1 (ingen likhet) ved bruk av en ulikhetsindeks');
2. at det finnes en standardisert metode for å beregne økologisk avstand mellom referansepunkter langs viktige lokale komplekse miljøvariabler (LKM); og
3. at det finnes et datamateriale som er tilrettelagt for bruk av denne metoden.

Prinsippet om bruk av AU som mål på ØA kan konseptualiseres i en figur (Fig. B2–1) som tar utgangspunkt i gradientanalyseperspektivet på naturvariasjon (se kapittel A1f). Operasjonalisering av konseptet forutsetter en metode for å tallfeste AU, og en 'formel' eller metode som kan brukes til å 'oversette' enhver AU-verdi til en avstand langs den komplekse miljøvariabelen, som uttrykkes i standard måleenheter (økologiske avstandsenheter; ØAE). Standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler innebærer at alle trinn langs komplekse miljøvariabler omfatter om lag like stor økologisk avstand. Fordi det er hensiktsmessig å definere 1 ØAE som den normale (standardiserte) variasjonsbredden innenfor ett trinn langs en lokal kompleks miljøvariabel, og dermed innenfor en grunntype i NiN versjon 2, blir denne definisjonen lagt til grunn for typeinndelingen i NiN versjon 2 (se kapittel B2f). Fordi definisjonen av den økologiske avstandsenheten vil bli førende for trinndeling av alle komplekse miljøvariabler, og dermed for hele natursysteminndelingen i NiN versjon 2, er valget av ØAE-definisjon et avgjørende viktig valg.

Dette kapitlet starter med en kort oppsummering av det teoretiske grunnlaget for metoden for tallfesting av økologisk avstand i NiN versjon 2 (kapittel B2b), som bygger på en gjennomgang av teori (utdypet i Vedlegg 2) og resultatene av analyser på simulerte (Vedlegg 3) og reelle (Vedlegg 4) datasett. Kapitlet fortsetter med beskrivelse av krav til de datasettene metoden skal anvendes på (B2c), og drøfting av ulike sider med metodikk for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler (kapitlene B2d–B2i).

B2b Teoretisk grunnlag for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler: krav til data og metoder for tallfesting av økologisk avstand mellom naturtypeenheter

På grunnlag av gjennomgangen i Vedlegg 2 av relasjoner mellom artssammensetningsulikhethet og økologisk avstand, og vurderingen av mål på økologisk avstand som er i bruk, ble tre hovedkonklusjoner trukket:

1. *PD-indeksen (proporsjonal dissimilaritet, proportional dissimilarity) er den blant artssammensetningsulikhets-indeksene (AU-indeksene) som er best egnet for beregning av økologisk avstand (ØA). Alle videre undersøkelser om bruk av AU-indeks til tallfesting av ØA bør derfor baseres på PD eller indekser avledet fra PD. I sin enkleste form, beregnet for par av artsmengdeobservasjoner i artslistene fra observasjoneneheter j og k , er PD gitt av formelen*

$$PD(j, k) = \frac{\sum_{i=1}^m |x_{i,j} - x_{i,k}|}{\sum_{i=1}^m x_{i,j} + \sum_{i=1}^m x_{i,k}}, \quad (1)$$

der $x_{i,j}$ er mengden av art i artsliste j , $x_{i,k}$ er mengden av art i artsliste k og m er det totale antallet arter som finnes i minst en av artslistene. Verdien 0 er minste og 1 er største verdi PD-indeksen kan anta. Verdien 0 indikerer at artssammensetningen i de to artslistene er helt lik (de samme artene forekommer i samme mengde i begge de sammenliknede observasjoneneheter) og verdien 1 angir at listen ikke har noen arter felles. Eksempler på beregning av PD finnes i Vedlegg 2, kapitlet 'Mål på artssammensetningsulikhethet'.

2. AU-indeksverdier (f.eks. PD-verdier) beregnet på grunnlag av konkrete observasjonsdata (f.eks. plantearters småruteffrekvens i vegetasjonsruter) kan ikke brukes til å tallfeste ØA fordi usikkerheten ved estimering av **ulikhethen mellom replikater** (UMR; definert som 'forventet verdi for en ulikhetsindeks mellom to observasjoneneheter med eksakt samme plassering langs en viktig kompleks miljøvariabel') og omfanget av ikke-linearitet mellom AU-indeksene og ØA for små økologiske avstander er stor og umulig å estimere på grunnlag av data. *Beregning av ØA på grunnlag av PD eller indekser avledet fra PD må derfor baseres på generaliserte artslistedata.* Med **generaliserte artslistedata**, menes 'systematisk sammenstilte artslistene for et utvalg abstrakte naturtypefigurer innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet, med standardisert mengdeangivelse', i motsetning til **konkrete observasjonsdata**, det vil si 'artsdata samlet inn ved observasjoner, vanligvis gjort i felt, av arters mengde (eventuelt forekomst/fravær) på romlig distinkte (*spatially explicit*) observasjonssteder'
3. Såvel PD og andre AU-indeks som ordinasjonsakser skalert i enheter som uttrykker grad av endring i artssammensetning (S.D.-enheden i DCA-ordinasjon og H.C.-enheden i GNMDs-ordinasjon) påvirkes sterkt av valget av veiefunksjon for mengdedata, det vil si av balansen mellom kvantitative og kvalitativ informasjon i datasettet. *En metodikk for tallfesting av ØA på grunnlag av artslistedata til bruk i en standardisert naturtypeinndeling forutsetter derfor en fullstandardisert metodikk for å angi artsmengder* og stiller også en rekke andre krav til standardisering av dataene i generaliserte artslistene. Dette gjelder uavhengig av hvilken metode for tallfesting av ØA som blir valgt.

B2c Standardisert metodikk for å angi artsmengder i generaliserte artslister

Metoden for standardisert trinndeling av LKM forutsetter at det finnes data som er tilrettelagt (standardisert) på en slik måte at estimatene for økologisk avstand er mest mulig sammenliknbare på tvers av artsgrupper og natursystemer. Artslistedata som oppfyller kravene som settes til slike data i NiN versjon 2, blir betegnet **generalisert artslistedatasett**, det vil si ‘sett av generaliserte artslistedata der artenes mengder er angitt på en standard mengdeskala’. Tre hovedområder for standardisering peker seg ut: (1) avgrensning av det økologiske rommet artslistedatasettet skal representere, (2) utvelgelse av ‘abstrakte naturtyper’ som hver representeres av ei artsliste, og (3) standardisering av artsmengdeangivelser. Et nøkkelbegrep for generaliserte artslistedata er sammenliknbarhet; mellom generaliserte artslistedatasett og mellom artslister innen samme datasett. Alle generaliserte artslistedatasett skal representere én og samme naturtypeinndeling som er basert på ett og samme sett av prinsipper og kriterier. Artslisters som skal inngå i et generalisert artslistedatasett må derfor være sammenliknbare på en rekke ulike måter. Spesifikasjonen for generaliserte artslistedata må:

1. være så generell at den kan brukes for alle natursystemer og alle artsgrupper;
2. gi informasjon om variasjon i artssammensetning på en romlig skala som er relevant for natursystem-nivået;
3. gi så detaljert informasjon om artenes mengdefordeling langs komplekse miljøvariabler at grunnlaget for beregning av økologisk avstand ved bruk av artssammensetningsdata og for estimering av artsresponsfunksjoner blir best mulig; og
4. den må kunne brukes også for artsgrupper og/eller natursystemer der kunnskapsgrunnlaget er svakt.

Kravene til generaliserte artslistedata kan oppsummeres i 11 punkter:

1. Avgrensning av variasjon i lokalt økologisk rom. Et generalisert artslistedatasett skal omfatte to eller flere artslisters som representerer en avgrenset økologisk variasjonsbredde. Med dette menes at listene fra ett og samme generaliserte artslistedatasett skal omfatte en avgrenset variasjon i det **økologiske rommet** (‘det abstrakte, konseptuelle geometriske rommet med hovedkompleksmiljøvariablene som akser’; se kapittel A1f for beskrivelse av konseptuelle modeller for naturvariasjon). Den ‘variasjonen i det økologiske rommet som fanges opp av et spesifikt generalisert artslistedatasett’ blir betegnet **adressert miljøvariasjonsbredde**.

Det fullstendige økologiske rommet omfatter akser for alle kategorier av miljøvariabler. Begrepet **lokalt økologisk rom** blir benyttet om ‘underrom av det økologiske rommet med lokale komplekse miljøvariabler som akser’. Dersom det lokale økologiske rommet består av to LKM, kan den adresserte miljøvariasjonsbredden visualiseres som et rektangel i dette underrommet; dersom det økologiske rommet består av tre LKM utgjør variasjonsbredden et prisme, og dersom det består av fire eller flere (n) LKM kan den adresserte miljøvariasjonsbredden konseptualiseres som et *hypervolum*, det vil si et område i et n -dimensjonalt rom som omfatter ett avgrenset intervall langs hver akse. Kravet til avgrenset variasjon i det lokale økologiske rommet innebærer at den adresserte variasjonsbredden må beskrives presist for hvert generalisert artslistedatasett.

Et generalisert artslistedatasett kan f.eks. omfatte hele variasjonsbredden innenfor en kandidat til en natursystem-hovedtype, variasjonsbredden innenfor to eller flere hovedtypekandidater, eller variasjonsbredden langs en eller flere spesifikke LKM (enten denne variasjonen fordeler seg på flere natursystem-hovedtyper eller fanges opp som variasjon innenfor en hovedtype).

2. Avgrensning av variasjon relatert til andre kilder til variasjon enn LKM. Fordi generaliserte artslistedata skal brukes til å tallfeste variasjon langs *lokale komplekse miljøvariabler*, må hvert enkelt *sett* av slike artslistedata omfatte begrenset, og vel avgrenset, variasjonsbredde i forhold til alle andre kilder til variasjon. I praksis innebærer dette at ett generalisert artslistedatasett skal omfatte begrenset, vel avgrenset, og vel dokumentert variasjon med hensyn til:
 - a. regionale miljøvariabler; variasjonsbredden skal normalt ikke overskride to bioklimatiske soner og to bioklimatiske seksjoner;
 - b. geografisk område; den adresserte variasjonsbredden langs regionale miljøvariabler skal knyttes til en avgrenset geografisk region, f.eks. Sør-Østlandet, Innlandet, Sørlandet, Sør-Vestlandet, Nord-Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms eller Øst-Finnmark;
 - c. tilstandsvariasjon; variasjonsbredden skal begrenses til samme trinn langs alle viktige tilstandsvariabler og, dersom ikke spesielle grunner taler for noe annet (f.eks. at det er gradienter i menneskepåvirkning eller suksessjon som adresseres i artslistedatasettet), representere tilstandstrinnet som er minst mulig påvirket av menneskebetinget forstyrrelse;
 - d. andre kilder til variasjon som ikke eksplisitt varierer langs de LKM som adresseres gjennom artslistedatasettet.
3. Sammenliknbarhet med hensyn til lokal miljøvariasjon. Enkeltartslistene som inngår i et generalisert artslistedatasett skal bestå av to eller flere artslistene som er sammenliknbare med hensyn til lokal miljøvariasjon. To artslistene er sammenliknbare med hensyn til lokal miljøvariasjon dersom de representerer to eller flere kategorier av natur med samme plassering i det økologiske rommet, det vil si som representerer samme intervall langs viktige lokale komplekse miljøvariabler, så nær som langs den (eller de) adresserte LKM. Et typisk generalisert artslistedatasett inneholder derfor artslistene for to eller flere *ulike* intervaller langs én og samme LKM (den adresserte LKM), og representerer i tillegg *det samme* intervallet langs hver og en av de andre LKM som er viktig for å beskrive variasjonen innenfor den adresserte miljøvariasjonsbredden. Artslistene skal derfor, ideelt sett, representere rektangulære 'bokser' i det lokale økologiske rommet.

Et eksempel på et datasett som oppfyller kravet til sammenliknbare artslistene, er fem artslistene fra fastmarksskogsmark som (1) representerer trinnene 2–6 på skalaen for kalkinnhold (KA) slik trinnene langs denne 'økoklinen' er definert i NiN versjon 1 [kalkfattig, moderat kalkfattig, intermedier, kalkrik og svært kalkrik (kalkmark)] og (2) representerer det samme intervallet langs hver av de tre andre 'økoklinene' som er brukt til grunntypeinndeling av fastmarksskogsmark: uttørkingsfare (UF), vannmetning (VA) og tungmetallinnhold (TU). Dette artslistedatasettet består altså av generaliserte artslistene for fastmarksskogsmark grunntyper 1–5 i NiN versjon 1 – blåbærskog, småbregneskog, svak lågurtskog, lågurtskog og lågurt-kalkskog. Alle disse fem grunntypene kjennetegnes ved å omfatte intervallene UF trinn 1 (frisk mark), VA trinn 1 (veldrenert mark) og tungmetallinnhold klasse Y1 (normal berggrunn). Det er da underforstått at kravene til avgrenset variasjon relatert til andre kilder til variasjon enn LKM (punkt 2) også er oppfylt, f.eks. ved at artslistene

representerer variasjon innenfor boreonemoral og sørboreal bioklimatisk sone, svakt oseanisk bioklimatisk seksjon og overgangsseksjonen, på Sør-Østlandet.

Et generalisert artslistedatasett kan adressere én LKM (som i eksemplet ovenfor) eller det kan adressere to eller flere LKM samtidig. Ett generalisert artslistedatasett kan f.eks. inneholde artslister for alle de 26 grunntypene innenfor fastmarksskogsmark i NiN versjon 1, og adressere fire LKM. Generaliserte artslistedatasett som adresserer flere LKM inneholder kan splittes opp på ulike måter i delsett av sammenliknbare artslister; i typiske tilfeller minst ett delsett for hvert trinn langs hver LKM (hvor variasjon langs alle andre LKM holdes konstant innenfor hvert delsett).

4. Avgrensning av abstrakte naturtyper som hver er representert med ei artsliste i datasettet. Konkrete observasjonsdata, for eksempel ruteanalyser av vegetasjon, gir ikke grunnlag for å estimere økologisk avstand basert på artssammensetningsulikhet slik at estimatene blir presise nok til å kunne brukes til beregning av økologisk avstand. Dette skyldes at ulikheten mellom replikerte observasjonsheter (observasjonsheter med eksakt samme plassering langs en viktig LKM, plasseringen langs alle andre viktige LKM og andre viktige kilder til variasjon holdt konstant) ikke lar seg presist estimere, til det er den tilfeldige variasjonen i artssammensetning mellom konkrete observasjonsheter altfor stor og uforutsigbar (R. Økland 1986). Et generalisert artslistedatasett skal derfor bestå av artslister som hver for seg gir et bilde av artssammensetningen innenfor en naturtype, det vil si av variasjonen innenfor en **naturtypes miljøvariasjonsbredde** (og innenfor den spesifiserte variasjonsbredden langs andre kilder til variasjon); definert som '**kombinasjonen av intervaller langs alle de viktige miljøvariablene som definerer naturtypen**'. 'Generalisering av artssammensetningen' betyr at ei artsliste skal beskrive variasjonen i artssammensetning innenfor en naturtype på grunnlag av et tenkt datasett bestående av et uendelig antall abstrakte observasjonsheter (AOE) som til sammen utgjør et datamateriale som er representativt for naturtypens miljøvariasjonsbredde.

De ideelle naturtypene å utarbeide artslister for i NiN-sammenheng, er NiN-grunntyper. Ett langsiktig hovedmål for arbeidet med NiN er å utarbeide generaliserte artslister for flest mulig NiN-grunntyper. Men i innledende faser av arbeidet med en ny naturtypeinndeling må generaliserte artslistedata sammenstilles for å *test* *hypoteser om naturtypeinndeling*, som ledd i en iterasjonsprosess fram mot en endelig, standardisert, trinn- og klassedeling av LKM, og en stabil naturtypeinndeling (som det så kan utarbeides korrigerte eller nye generaliserte artslister for). En test av en naturtypeinndelingshypotese gir de klareste resultatene når hypotesen er presist formulert. Et basiskrav til utvelgelse og avgrensning av de naturtypene det skal lages artslister for, er derfor at hver artsliste representerer et velavgrenset intervall langs hver av de adresserte LKM, og at dette intervallet er beskrevet så presist som mulig.

En slik hypotese vil typisk være et framlegg til trinn- eller klassedeling av en eller flere LKM, som er kandidat(er) til å legges til grunn for typeinndeling i NiN versjon 2. Trinn- og klassegrenser skal beskrives mest mulig presist, gjerne på grunnlag av grenseverdier for viktige enkeltmiljøvariabler som inngår i en LKM [f.eks. pH som representant for kalkinnhold (KA), andel av vekstsesongen bunnen eller marka er tørrlagt som representant for tørreleggingsvarighet (TV), etc.]. Gode, lett tilgjengelige, konkrete observasjonsdata er det beste utgangspunktet for generaliserte artslistedata. For å nyttiggjøre seg konkrete observasjonsdata best mulig, vil det ofte være hensiktsmessig å sette opp en første hypotese om naturtypeinndeling som tar utgangspunkt i hvordan de tilgjengelige, konkrete observasjonsdataene som finnes tilgjengelig, er samlet inn. Det finnes for eksempel et stort, sammenstilt datamateriale

om artssammensetning for ulike artsgrupper som er basert på trinndelingene av kalkinnhold (KA) og humusinnhold (HU) som ligger til grunn for inndelingen i vanntyper i forbindelse med implementeringen av EUs vannrammedirektiv (VRD) i Norge (se f.eks. Solheim & Schartau 2004, Anonym 2013a). Når slike, svært relevante data finnes, med observasjoner (konkrete eller abstrakte) som er fordelt på kategorier som representerer en presist definert trinndeling av en adressert LKM, bør denne brukes som utgangspunkt for å sette opp en første hypotese om naturtypeinndeling så sant det ikke finnes spesielle grunner for noe annet. Seinere kan resultatene av den økologiske avstandsberegningen som er basert på førstegenerasjons generaliserte artslistedata brukes til å korrigere hypotesen. Testing av en ny hypotese forutsetter revisjon av det generaliserte artslistedatasettet.

5. Krav til representativitet av tenkte datasett bestående av et uendelig antall abstrakte observasjonsenheter. Hver artsliste skal beskrive variasjonen i artssammensetning innenfor en naturtypes miljøvariasjonsbredde på grunnlag av et tenkt datasett bestående av et uendelig antall abstrakte observasjonsenheter (AOE) som til sammen er representativt for naturtypen. Et slikt tenkt sett skal bestå av AOE som er fordelt tilfeldig innenfor naturtypens miljøvariasjonsbredde, innenfor det geografiske området artslistedatasettet skal dekke. Settet av AOE skal dermed være arealrepresentativt for naturtypen og det skal beskrive en **typisk utforming** av naturtypen, det vil si '[en representativ del av intervallet som en naturtype utspenner langs alle trinn og/eller klasser langs alle typens hovedkompleksvariabler for den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået](#)'. Forutsetningen om at artslistene representerer en typisk utforming av en naturtype er nødvendig og viktig fordi det i analyser som plasserer artslistene i forhold til hverandre som punkter i et konseptuelt geometrisk rom (definert av ordinasjonsakser el.l.) kan legges til grunn at artslista representerer midtpunktet i variasjonsbredden innenfor den typen artslista representerer.

Kravet til representativitet kan illustreres med at hver av de fem artslistene for blåbærskog, småbregneskog, svak lågurtskog, lågurtskog og lågurt-kalkskog som er analysert i Vedlegg 4 skal gi et representativt bilde av variasjonen i artssammensetning innenfor henholdsvis blåbærskog (veldrenert, kalkfattig, frisk skogsmark på normal berggrunn), småbregneskog (veldrenert, moderat kalkfattig, frisk skogsmark på normal berggrunn) etc. I dette tilfellet skal altså hver artsliste gi et representativt bilde av variasjonen innenfor den hyperkuben i det økologiske rommet som avgrenses som et intervall langs hver av 4 viktige LKM, og plasseringen av artslistene som punkter i dette rommet angir midtpunktet i hver hyperkube.

Formuleringene 'representativ for naturtypens miljøvariasjonsbredde' og 'typisk utforming' må presiseres ytterligere før det er mulig å gjøre beregninger av økologisk avstand på grunnlag av generaliserte artslistene (se kapittel B2g).

6. Krav til standardisering av artsmengdeangivelse. Generaliserte artslistedata forutsetter standardisering av artsmengdeangivelser på tvers av artslistene og artslistedatasettet (punkt 3 i gjennomgangen av det teoretiske grunnlaget for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler i kapittel B2b; se også Vedlegg 2). En metode for standardisert lengdeangivelse må tilfredsstillende følgende krav:
 - a. Den må være så generell at den kan brukes for alle natursystemer og alle artsgrupper.
 - b. Den må gi informasjon om variasjon i artssammensetning på en romlig skala som er relevant for natursystem-nivået.

- c. Informasjonen om artenes mengdefordeling langs komplekse miljøvariabler må være tilstrekkelig detaljert til at estimerer for økologisk avstand og modellerte artsresponsfunksjoner blir presise nok.
- d. Den må kunne brukes også for artsgrupper og/eller natursystemer der kunnskapsgrunnlaget er svakt.

Artslistene i generaliserte artslistedatasett skal altså inneholde angivelser av artenes 'grad av tilstedeværelse' i naturtypen. Tallfesting av 'graden av tilstedeværelse' forutsetter et utvalg av (abstrakte eller konkrete) observasjonsenheter med en definert, standardisert, utstrekning, i rom og tid (se videre punkt 7). Graden av tilstedeværelse i en enkelt observasjonsenhet betegnes **artsmengde**, definert som 'et samlebegrep for kvalitativ (forekomst eller fravær) eller kvantitativ tilstedeværelse av en art innenfor en observasjonsenhet'. Graden av tilstedeværelse i ei artsliste betegnes **aggregert artsmengde**, definert som er et 'samlebegrep for artsmengde, aggregert for et utvalg av observasjonsenheter' (Halvorsen 2012).

Et mye brukt mål på artsmengde for planter er **dekning**, 'vertikalprojeksjonen av levende biomasse, uttrykt som andel av arealet av en observasjonsenhet' (Wilson 2011). Dekning er oftest brukt som et enkelt, lett observerbart uttrykk for biomasse, som er mye mer tidkrevende å registrere. For dyr, planteplankton og til dels også sopp, er imidlertid ikke dekning et egnet mål på artsmengde. For disse gruppene må man i stedet bruke **biomasseandel** som artsmengdemål, det vil si 'andelen av den totale biomassen av arter innenfor en nærmere spesifisert artsgruppe som utgjøres av en enkelt art (eller en mindre artsgruppe)'. Et annet, mye brukt mengdemål er **smårutefrekvens**, det vil si 'andelen av småruter som en observasjonsenhet er delt inn i, hvor en art forekommer'. Mye brukte mål på aggregert artsmengde er **forekomstfrekvens** i et utvalg observasjonsenheter, det vil si 'andelen observasjonsenheter i et utvalg (datasett) hvor en art forekommer', og **middeldekning**; 'middelverdien for en arts dekning i et underutvalg av observasjonsenheter som inneholder alle observasjonsenhetene der arten forekommer'. Fordi begrepet frekvens benyttes i så mange ulike sammenhenger, viderefører vi den gamle vegetasjonsøkologiske tradisjonen med å bruke begrepet **konstans** for 'forekomstfrekvens i et utvalg observasjonsenheter' (f.eks. Nordhagen 1943: 45). Begrepet **konstansprosent** defineres da som 'konstans, uttrykt i prosent'.

Mange hensyn må tas ved valg av artsmengdemål og mål på aggregert artsmengde. Dersom artsmengdeangivelsene bare skal brukes til å beskrive en naturtype, er valget av artsmengdemål mindre viktig. Men dersom artslistene med mengdeangivelser skal brukes til å tallfeste graden av ulikhet i artssammensetning, er valget av artsmengdeskala avgjørende for utfallet (R. Økland 1990). Dette kan belyses med et enkelt eksempel. Ved angivelse av plantearters mengde på en prosentvis dekningsgradsskala med laveste mulige verdi 1 og høyeste mulige verdi 100 (%), gis 100 ganger så stor vekt til arters mengde som til arters forekomst ved beregninger av ulikhet, fordi en art som finnes i største mengde, 100, har en mengdeverdi som er 100 ganger så stor som en art som forekommer i minste mengde, 1. Det finnes en betydelig litteratur om vektlegging av mengde kontra forekomst ved sammenlikning av artslistene (se R. Økland 1986). Mange biologiske prosesser kjennetegnes ved en sammenheng mellom biologisk respons og miljøfaktor som, i hvert fall i deler av artenes responsområde, er logaritmisk (jf. Preston 1962), det vil si at en dobling av påvirkningen gir samme effektøkning (økning i artsmengde) målt på en lineær mengdeskala uansett om påvirkningen er stor eller liten. Dette er et sterkt argument for å bruke en logaritmisk artsmengdeskala ved beregning av ulikhet i artssammensetning. Et eksempel på en logaritmisk skala er Hult-Sernander-Du Rietz' dekningsgradsskala

for plantearter, som er mye brukt ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser (Du Rietz 1921): 1: $< 1/16$, 2: $1/16 - 1/8$, 3: $1/8 - 1/4$, 4: $1/4 - 1/2$, og 5: $> 1/2$. Denne skalaen innebærer at en absolutt forskjell i mengde vektlegges sterkere for små enn for store mengder (forskjellen på 10 prosentpoeng mellom 5 % og 15 % dekning utgjør en forskjell på $3-1=2$ dekningsgrader, mens forskjellen mellom 75 % og 85 % dekning ikke gir utslag på skalaen).

Boks 7 i NiN[1] artikkel 1 inneholder et framlegg til standardisert metodikk for angivelse av aggregerte artsmengder innenfor konkrete naturtypepolygoner, basert på observasjoner i et stort antall konkrete observasjonsenheter. Denne metodikken bruker en femdelt skala for konstans (forekomstfrekvens i et utvalg observasjonsenheter) der 0 angir fravær og tallverdier 1–4 angir graden av tilstedeværelse i enkeltobservasjonsenheter. Nivåene på denne skalaen følger klassiske definisjoner i den vegetasjonsøkologiske litteraturen: Begrepet konstant art brukes om en art som forekommer i minst 80 % av observasjonsenhetene i et utvalg (= konstansklasse V; Raunkiær 1918, Dahl 1957; se kapittel B2j). Ulike definisjoner av en konstant art har imidlertid vært brukt. I sitt klassiske arbeid om plantesosiologiens teoretiske grunnlag definerte Du Rietz (1921) en konstant som en art med konstans > 90 %. Et annet klassisk begrep innenfor den Fennoskandiske plantesosiologiske tradisjonen (for eksempel Nordhagen 1943) er dominant; Nordhagen (1943) definert en dominant som en art med dekning $\geq 12,5$ %. I NiN 1 ble en dominant definert som en 'art med større dekning eller større biomasseandel i en observasjonsenhet enn 15 %, eller som har større middeldekning eller midlere biomasseandel enn 15 % i et utvalg av observasjonsenheter'. I NiN 1 ble imidlertid begrepet dominans innført som betegnelse for en kilde til variasjon (**dominans** = 'naturvariasjon relatert til forekomst av enkeltarter eller grupper av arter i stor mengde eller tetthet, fortrinnsvis i øverste vegetasjonssjikt; variasjon som ikke er mulig å forklare som variasjon langs lokale eller regionale miljøgradienter og som ikke kan karakteriseres som tilstandsvariasjon, men som likevel er viktig for økosystemenes funksjon og artsmangfold') ved bruk av en tottrinsskala for angivelse av en art eller artsgruppes relative andel av den totale dekningen i øvre sjikt. Dette vel innarbeidete begrepet blir videreført i NiN versjon 2 som del av artssammensetning som kilde til variasjon (se kapittel A1c), men med en noe mer generell definisjon: 'naturvariasjon relatert til forekomst av enkeltarter eller grupper av arter i stor mengde eller tetthet, fortrinnsvis men ikke nødvendigvis begrenset til øverste vegetasjonssjikt (inkluderer variasjon som ikke er mulig å forklare som variasjon langs lokale eller regionale miljøgradienter og som ikke kan karakteriseres som tilstandsvariasjon, men som likevel er viktig for økosystemenes funksjon og artsmangfold)'. For å unngå begrepsforvirring, må derfor et annet begrep enn dominant benyttes for å angi at en art er kvantitativt viktig i en naturtype. Fremstad (1997) bruker begrepet 'mengdeart' om en art som 'er kvantitativt viktig, enten ved å være (mer eller mindre) dominant eller ved å ha høy frekvens og høy dekning'. I NiN trekker vi et klart skille mellom angivelser av mengde innen enkeltobservasjonsenheter (f.eks. smårutefrekvens eller dekning) og angivelser av mengde i et utvalg som består av mange observasjonsenheter (f.eks. frekvens). For å angi at en art har høy mengde i en enkelt observasjonsenhet eller gjennomgående høy mengde innen et utvalg enkeltobservasjonsenheter (som representerer en naturtype), brukes i NiN versjon 2 begrepet **mengdeart**, definert som 'art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn $1/8$ i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter'. For plantearter på mark og bunn tilsvarer derfor mengdeartsbegrepet Nordhagens (1943) definisjon av dominant.

I NiN versjon 1 ble begrepet kjerneart introdusert for konstante arter med høy dekning, men dette er et uheldig begrepsvalg fordi kjerneartsbegrepet også er knyttet til CURS-modellen for arters responsmønstre langs miljøvariabler (se NiN[2] artikkel 1: A1). I NiN versjon 2 blir begrepet konstant mengdeart benyttet for en art som tilfredsstiller begge kriteriene. Begrepene mengdeart og konstant inngår i begrepsapparatet for diagnostiske arter, som er behandlet i kapittel B2j.

Erfaringer med denne metodikken, som blant annet ble brukt til å sammenstille tabeller over artsinventar i NiN versjon 1-typene kulturmarkseng (T4) og fastmarksskogsmark (T23), tilsier at artsmengdeskalaen med 4 trinn for tilstedeværelse er for grov til å fange opp variasjonen i artsmengde på en måte som tilfredsstiller kravene til presisjon i estimatene for økologisk avstand. Særlig problematisk er det at skalaens nederste trinn (konstans < 25 %) er så vidt at det ikke skiller mellom tilfeller hvor en art forekommer helt tilfeldig i en naturtype, på grensen av sitt toleranseområde, og tilfeller der arten forekommer relativt regelmessig. For å gi gode data for beregning av økologisk avstand, må skalaen skille mellom disse tilfellene. Etter grundig vurdering foreslås 4-trinnsskalaen i NiN versjon 1 erstattet med en standard 6-trinnsskala for angivelse av artsmengder i generaliserte artslistedata (Tabell B2–1). Denne skalaen, som har innslagspunkter for konstans på 1/32, 1/8, 3/8 og 4/5 og som inkluderer dominans ved at en arts mengdeverdi økes med 1 trinn for arter i de to øverste konstansklassene som i tillegg tilfredsstiller definisjonen av mengdeart, anses detaljert nok til å fylle formålet, samtidig som den ikke er mer detaljert enn at usikkerheten ved angivelse av artsmengde for systemer der kunnskapen om artssammensetningen er god, ikke blir større enn ± 1 trinn. Denne skalaen legger, i likhet med 4-trinnsskalaen som ble benyttet i NiN versjon 1, hovedvekten på konstans (forekomstfrekvens i utvalget av observasjonssenheter), men tar også hensyn til om artene er mengdearter.

Det nederste trinnet på sekstrinnsskalaen skal oppfattes slik at en art, for å oppnå mengdeverdien 1, må ha *fitness* (= 'gjennomsnittlig antall avkom i neste generasjon produsert pr. individ') innenfor naturtypen som er større enn 1, det vil si at arten, innenfor naturtypen, må være i stand til å opprettholde populasjoner som er levedyktige over lang tid. Litt upresist betegnes dette ofte som 'positiv *fitness*' fordi *fitness* < 1 er betingelsen for at populasjonsvekstraten skal være positiv. De fleste arter vil, f.eks. som resultat av tilfeldig spredning fulgt av kortvarig gunstige miljøbetingelser (en varm sommer, gunstige fuktighetsforhold etc.), tidvis forekomme tilfeldig langt utenfor sitt egentlige toleranseområde (dette betegnes 'masseeffekten'; Shmida & Ellner 1984) for så å bli borte igjen fra disse stedene i løpet av kort tid (få år). Forekomstene av flere sørlige, varmekjære strandplanter på Listastrendene (Farsund, Vest-Agder) i 2001 er et godt eksempel på slike tilfeldige opptredener. Pedersen (2009) beskriver hvordan de fleste av disse forekomstene forsvant igjen i løpet av de påfølgende årene. Slike tilfeldige forekomster med 'negativ *fitness*' (*fitness* < 1) skal *ikke* utløse registreringer av 1 på den standardiserte artsmengdeskalaen. For at verdien 1 skal angis for en art, må det forventes at arten er regelmessig til stede innenfor naturtypen, enten fordi den har 'positiv *fitness*' der, eller fordi naturtypen svært regelmessig tilføres spredningsenheter av arten (f.eks. driftvoller).

Artsmengder skal, dersom det ikke er gode grunner for noe annet, angis på 6-trinnsskalaen som er definert til bruk i NiN-sammenheng (Tabell B2–1). For en god del natursystemer og/eller artsgrupper er imidlertid ikke kunnskapen om arters tilknytning til naturtyper tilstrekkelig til å unngå at forsøk på å angi artsmengder på en 6-trinnsskala vil være en meningsløs øvelse som ikke vil gi pålitelige resultater. Derfor er det, som et alternativ til standardskalaen, til bruk i slike tilfeller, utarbeidet en

forenklet 2-trinns artsmengdeskala til bruk i tilfeller hvor kunnskapsgrunnlaget er svakt. Denne skalaen innebærer følgende modifikasjon av 6-trinnsskalaen:

- a. Grensa mellom angivelse av forekomst og angivelse av fravær trekkes mellom trinn 1 og trinn 2 på 6-trinnsskalaen (se Tabell B2–1), det vil si ved antatt forekomst i $> 1/32$ av utvalget av standard observasjonsenheter innenfor en naturtype.
- b. Grensa mellom trinn 1 og trinn 2 på den forenklete totrinnskalaen settes mellom trinn 4 og 5 på sekstrinnsskalaen, det vil si at en art for å nå trinn to *enten* må forekomme i $> 4/5$ av utvalget av standard observasjonsenheter, *eller* i $> 3/8$ av observasjonsenheterne og dominere i dette utvalget (dvs. ha en dekning eller biomasseandel $> 1/8$ (Tabell B2–1).

Betegnelsen **forenklet generalisert artslistedatasett** brukes om 'sett av generaliserte artslistedata der artenes mengder er angitt på en forenklet totrinnskala'.

7. **Krav til standardisering av observasjonsenheterens utstrekning.** Metodikken for standardisert beskrivelse av naturtype-enheter for mark/bunn på natursystemnivået i NiN versjon 1 (NiN[1] artikkel 1: Boks 7) skulle legge observasjonsenheter på 100 m^2 til grunn for estimering av aggregert artsmengde i generaliserte artslister. I NiN versjon 2 skal imidlertid natursystem-nivået også omfatte andre dominerende økosystemkomponenter, og observasjonsenheterens utstrekning i rom og tid er derfor tilpasset dette kravet. Følgende standard observasjonsenheter skal legges til grunn for beregning av aggregert artsmengde i generaliserte artsmengdedata:
 - a. For dominerende økosystemkomponent knyttet til *substrater*, det vil si for mark- og bunnsystemer, skal, når medianarealet for kartlagte polygoner av naturtypen er større enn 100 m^2 , ruter á 100 m^2 fordelt utover hele variasjonsbredden til den aktuelle naturtypen som spesifisert i punkt 6, benyttes som standard observasjonsenhet.
 - b. For dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater, det vil si for mark- og bunnsystemer, skal, når medianarealet for kartlagte polygoner av naturtypen er mindre enn 100 m^2 (f.eks. kilder og myrtuer), enkeltpolygoner av den aktuelle naturtypen (og innenfor større polygoner, ruter á 100 m^2) benyttes som standard observasjonsenhet.
 - c. For naturtyper som typisk forekommer som mosaikker der det samlede medianarealet av mosaikkbitene innenfor hver mosaikkfigur er større enn 100 m^2 (f.eks. grunntypene av åpen myr), skal 'samleruter' (puslespill av mosaikkfigurer) som inneholder 100 m^2 av den aktuelle naturtypen legges til grunn for vurderingene.
 - d. For dominerende økosystemkomponent knyttet til *frie vannmasser* i innsjøer og i havet, skal standard observasjonsenheter med volum $100 \times 100 \times 100 \text{ m}$ ($= 1\,000\,000 \text{ m}^3$) eller, for mindre vannforekomster (f.eks. høljegjøler, dammer og mindre tjern) hele vannforekomsten, benyttes som standard observasjonsenhet. Fordi artssammensetningen i frie vannmasser fluktuierer mye mer i rommet og gjennom året (og mellom år) enn artssammensetningen som er knyttet til substrater, må også variasjon over tid tas i betraktning. Når en art med minst 90 % sannsynlighet antas å forekomme i observasjonsenheten i løpet av ett år, regnes den som til stede.
 - e. For dominerende økosystemkomponent knyttet til *frie vannmasser* i elv skal en standard observasjonsenhet ha en utstrekning på 100 m langs elveløpet.
 - f. For varige snø- og issystemer, som med hensyn til romlig utstrekning står i en mellomstilling mellom mark/bunn og frie vannmasser, benyttes standard

observasjonsenheter med et areal på 1 ha (100×100 m), plassert på snø- eller isoverflata.

8. Krav til artsutvalget. For å være sammenliknbare, må alle artslister inneholde standardiserte artsmengdeangivelser for samme artsutvalg, det vil si at alle arter fra en gitt artsgruppe som er vurdert for ei artsliste, også må vurderes for alle de andre artslistene som inngår i det samme generaliserte artslistedatasettet. I praksis betyr det at arter som det foreligger forekomstinformasjon om for en eller flere naturtyper, men ikke for alle naturtypene i et generalisert artslistedatasett, må vurderes med hensyn til artsmengde i de naturtypene det ikke finnes data for, eller utelates fra alle artslistene. Dersom manglende kunnskap utløser angivelse av fravær, vil estimatene av økologisk avstand få systematiske feil (de vil gjennomgående bli for høye dersom arter med lav toleranse mangler og naturtypene vil framstå som mer forskjellige enn de i virkeligheten er).

Artsgrupper som inngår i ett og samme generaliserte artslistedatasett skal ha samme vekt ved beregningen av artssammensetningsulikhet og økologisk avstand (se Tabell B1–2). Beregning av et totalmål for artssammensetningsulikhet på tvers av artsgrupper med ulik vekt gjøres etter beregning av artssammensetningsulikheter for artsgrupper med samme vekt, det vil si på grunnlag av separate beregninger for hver av de enkelte generaliserte artslistedatasettene.

9. Krav til fullstendighet og toleranserepresentativitet. Hvert artslistedatasett skal inneholde en mest fullstendig liste over arter innenfor de artsgruppene artslista omfatter, det vil si en mest mulig fullstendig fortegnelse over hver naturtype sitt **artstilfang** (= *artspool*). Artstilfanget er definert som 'alle arter som potensielt kan vokse på et gitt sted' (Eriksson 1993). Typiske generaliserte artslister som er satt opp etter kriteriene som er gitt i dette kapitlet er altså generaliserte regionale artstilfangslistene fordi de normalt dekker en (bioklimatisk) region. Dersom kunnskapen om artene innenfor ei artsgruppe og/eller deres fordeling på naturtyper er mangelfull, kan det likevel forsvares at bare et begrenset utvalg av arter innenfor denne eller disse artsgruppene brukes til beregning av artssammensetningsulikhet og økologisk avstand. I slike tilfeller skal det gjøres en vurdering av hvor representativ artslista er for naturtypen. To variabler brukes til å angi representativitet; fullstendighetsindeksen A som angir andel av det totale artstilfanget som antas være fanget opp i artslista, og toleranserepresentativitetsindeksen R som angir forholdstallet mellom den gjennomsnittlige toleransen (intervallbredden en art forekommer innenfor langs hver av de adresserte LKM) for arter i artslistedatasettet i forhold til toleransen for alle arter i hele artsgruppa. R skal angis på en skala der $R = 1$ angir optimal toleranserepresentativitet (samme toleranse i utvalget og i settet av alle arter), $R = 2$ angir at artsutvalget anses å ha dobbelt så stor toleranse som gjennomsnittet for arter i artsgruppa, og $R = 0,5$ angir at artsutvalget anses å ha halvparten så stor toleranse som gjennomsnittet for arter i artsgruppa. Den normale situasjonen vil være $R = 1$ eller $R = 1,0$ – $1,2$ når data for sjeldne satelittarter mangler. Angivelse av toleranserepresentativitet vil bli brukt til å korrigere estimater for artssammensetningsulikhet: $AU_{\text{korrigert}} = AY_{\text{beregnet}} \cdot R^{-1}$.
10. Vurdering av kunnskapsstatus. Kunnskapsgrunnlaget for det generaliserte artslistedatasettet skal vurderes på en skala fra 0 til 5 som definert i Tabell A2–3.
11. Dokumentasjon av datagrunnlaget. Hvert generalisert artslistedatasett skal følges av referanser til, eller kortfattet beskrivelse av, datagrunnlaget som artslista bygger på, inkludert fullstendig referanse til publikasjoner og/eller kortfattet beskrivelse av konkrete observasjonsdata (dersom slike finnes).

B2d Metodikk for beregning av økologisk avstand på grunnlag av artssammensetningsulikheter: avklaring av utfordringer og spørsmål gjennom analyse av simulerte og reelle datasett

På grunnlag av gjennomgangen av det teoretiske grunnlaget for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler, ble fem utfordringer og uavklarte spørsmål identifisert (Vedlegg 2):

1. Eventuell bruk av PD eller indekser avledet fra PD til tallfesting av ØA forutsetter:
 - a. at det er mulig å fastsette en grenseverdi PD_0 slik at $PD < PD_0$ innebærer linearitet mellom PD og ØA; og
 - b. at linearitetsrelasjonen mellom PD og ØA ikke påvirkes nevneverdig av normalt forekommende variasjon i egenskaper som varierer mellom datasett, som f.eks. (i) total artsrikdom, (ii) gjennomsnittlig artstetthet (antall arter pr. observasjonsenhet), og (iii) **gradientlengden**, det vil si 'estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøvariabel' (= *compositional turnover*); og egenskaper som varierer innen datasett, som f.eks. (iv) forekomst av systematisk variasjon i artsrikdom langs en 'underliggende' kompleks miljøgradient.
2. Det finnes en metode for å korrigere AU-mål (inkludert PD) for ikke-linearitet mellom PD og ØA for $PD > PD_0$. Denne metoden, som kalles *step across* (Swan 1970, Williamson 1978, De'ath 1999), innebærer at upålitelige ulikhetsverdier erstattes med antatt pålitelige verdier ved bruk av en metode som er forklart i detalj i Vedlegg 2. Ulikheter beregnet ved *step across*-metoden refereres ofte til som **geodetisk avstand** (Bouttier et al. 2003), det vil si 'den korteste avstanden mellom to punkter i et nettverk, målt langs stier som forbinder punktene'. 'Punktene' det refereres til her, er observasjonsenheter og stiene er pålitelige ulikhetsverdier. Dersom PD oppfyller betingelsene i punkt (1), åpnes altså en mulighet for bruk av *step across*-metoden til å korrigere PD-verdier mellom generaliserte artslister for ikke-linearitet i den øvre, ikke-lineære delen av PD-skalaen. I så fall vil PDgeo, det vil si PD med *step across*, kunne brukes til å transformere (konvertere og raffinere) PD til et hensiktsmessig mål på ØA.
3. Det er flere prinsipielle utfordringer knyttet til bruk av ordinasjonsmetodikk som en indirekte metode for å tallfeste ØA. En forutsetning for at en ordinasjonsbasert metode skal være aktuell som alternativ til AU-indeksbaserte metoder, er at følgende betingelse er oppfylt: en indirekte metode for tallfesting av ØA ved bruk av ordinasjonsmetoder resulterer i bedre estimater for ØA enn metoder basert på PD (eller PDgeo) med hensyn til linearitet mellom avstand langs ordinasjonsakse og 'underliggende' økologisk avstand. Dersom denne betingelsen er oppfylt, vil også ordinasjonsbaserte metoder kunne være aktuelle for tallfesting av ØA (gitt at tilleggskrav oppfylles). Dersom både metoder basert på AU-indekser og metoder basert på ordinasjon tilfredsstiller betingelsen gitt ovenfor, kan ordinasjonsbaserte metoder være aktuelle som støttemetoder til en AU-indeksbasert metode, blant annet som kontroll eller visualisering av relasjoner. Dessuten åpnes da for mer direkte bruk av ordinasjonsresultater ved trinndeling av hovedkompleksgradienter.
4. Bruk av ordinasjon i ethvert av de henseendene som er nevnt i punkt (3) forutsetter imidlertid at følgende tilleggsbetingelser er oppfylt:
 - a. at ordinasjonsmetoden ikke er sårbar for artifakter; og
 - b. at ordinasjonsmetoden er i stand til å identifisere struktur i datasett som består av få artslister

- c. at ordinasjonsakser er skalert i enheter (S.D.-enheten i DCA, H.C.-enheten i GNMDS eller GNMDSgeo) med konsistent relasjon til PD (eller PDgeo) som mål på ØA, på tvers av datasettegenskaper nevnt i punkt (1b).
5. Intet mål på ØA som er basert på artssammensetning vil *i seg sjøl* kunne håndtere ekstreme artsuttynningssituasjoner med gradientendepunkter helt eller nesten helt uten arter. Ethvert mål på ØA forutsetter derfor at det er mulig å finne spesialløsninger for håndtering av artsuttynningssituasjoner. En **artsuttynningssituasjon** vil si '*at det mot en gradient-ende finnes et artsuttynningsintervall*'. Begrepet **artsuttynningsintervall** innebærer i sin tur '*at det langs en kompleks miljøgradient finnes et punkt utenfor hvilket (det vil si mellom punktet og et gradientendepunkt) ingen nye arter opptrer, mens arter som forekommer ved punktet gradvis avtar i mengde inntil de når sin toleransegrense*'. Disse begrepene er illustrert i Fig. B2–2.

I tillegg finnes en særskilt utfordring som er relatert til artsuttynningssituasjonen:

6. **Fåartssamfunn**, det vil si '*samfunn med svært lav artstetthet*', som representerer en situasjon som likner artsuttynningssituasjoner ved at artssammensetningen skiftes ut svært raskt uten at det nødvendigvis finner sted en tilsvarende endring i miljøforholdene. Den ekstreme situasjonen er samfunn av enkeltarter som avløser hverandre langs en kompleks miljøgradient, f.eks. i ytre del av en sanddynemark der strandarve (*Honckenia peploides*) kan være enerådende i ytre fordyner og de indre fordynene domineres av en eller et fåtall sandbindende grasarter som strandrug (*Leymus arenarius*) og strandkveke (*Elytrigia juncea*).

Alle utfordringer og spørsmål nevnt ovenfor, så nær som (4b) og (6), er adressert i Vedlegg 3 gjennom analyse av seks realistiske, simulerte datasett konstruert slik at de fanger opp variasjonen i datasettegenskaper nevnt i punktene (1b) og (5) over. Utfordring (4b) er adressert i Vedlegg 4 gjennom analyse av fire sett av generaliserte artslistor, ett sett med karplanteartslistor for hver av de 8 trinnene LKM hevdintensitet (HI) ble foreslått delt opp i tidlige framlegg til inndeling i natursystem-typer i NiN versjon 2, og tre sett for hver av de tre lokale komplekse hovedgradientene i fastmarksskogsmark i NiN versjon 1; kalkinnhold (KA) med 5 trinn, uttørkingsfare (UF) med 3 trinn og vannmetning (VM) med 2 trinn. Disse analysene ga følgende svar:

1. Betingelsene for bruk av PD til tallfesting av økologisk avstand, ØA (*utfordring 1*), er oppfylt i hvert fall for datasett med variasjon i **artstetthet** (dvs. '*antall arter pr. observasjonsenhet*') mindre enn ca. 2,5× (det vil si at den mest artsrike observasjonsenheten ikke har mer enn 2,5 ganger så mange arter som den mest artsfattige), og er uavhengig av gradientlengde og total artsrikdom i datasettet. Når datasettet tilfredsstillende disse betingelsene, er PD tilnærmet lineær som funksjon av ØA for PD-verdier < ca. 0,50. *PD50, den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i PD mellom observasjonsenheter på 0,5 blir derfor brukt i NiN versjon 2 som en referansemåleenhet for økologisk avstand basert på artssammensetning.*
2. Analyser av simulerte datasett (Vedlegg 3) viser at PDgeo (PD med *step across*, basert på grenseverdien $\varepsilon = 0,5$ mellom pålitelige og upålitelige ulikhetsverdier, transformerer PD til et hensiktsmessig mål på ØA for alle økologiske avstander (*utfordring 2*). Analyser av reelle datasett (Vedlegg 4) viser at bruk av PD med *step across* (PDgeo) som mål på ØA også fungerer godt for reelle artslistedata, uansett datasettstørrelse (antall artslistor), artsantall pr. artsliste og antall trinn langs den

undersøkte LKM. *PDgeo* blir derfor brukt som mål på artssammensetningsulikhet ved standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler i NiN versjon 2.

3. Analyser av simulerte datasett (Vedlegg 3) viser at GNMDS-ordinasjon med *step across* gjengir plasseringer langs en 'underliggende' kompleksgradient med om lag samme presisjon som *PDgeo* (*utfordring 3*). GNMDS med *step across* kan derfor brukes som en støttemetode ved trinndeling av kompleksgradienter, f.eks. til kontroll eller for visualisering av relasjoner. Analyser av reelle datasett (Vedlegg 4) viser imidlertid at ordinasjonsmetoder ikke gir pålitelige resultater av datasett med få observasjonsenheter. Ordinasjonsmetodikk er derfor uegnet som hovedmetode for analyse av generaliserte artslistedatasett (*utfordring 4b*).
4. I analyser av simulerte datasett med 41 observasjonsenheter ble 1 H.C.-enhet langs GNMDSgeo-akse 1 funnet å tilsvare 1 PD50-enhet med en nøyaktighet på ca. $\pm 3\%$ (*utfordring 4c*), mens det ikke ble funnet noen konsistent sammenheng mellom H.C.-enheten i ordinær GMNDS (1 PD50 $\approx 0,8-1,0$ H.C.) eller S.D.enheten i DCA og PD50 (1 PD50 $\approx 1,2-1,5$ S.D.). Fordi ordinasjonsmetoder ikke gir pålitelige resultater når antallet observasjonsenheter i datamaterialet er lavt, er ordinasjon uegnet som metode for beregning av økologisk avstand ved analyse av generaliserte artslistedata (*utfordring 4b*; se punkt 3 over). Dette til tross for at verken DCA eller GNMDS synes å være sårbare for artifakter så lange datasettene har realistiske egenskaper (*utfordring 4a*), artsuttynningssituasjoner unntatt (se punkt 3 over).
5. Analysene bekrefter forutsigelsen som ble gjort på grunnlag av teoretiske vurderinger, at intet mål på ØA som er basert på artssammensetning *i seg sjøl* kan håndtere ekstreme artsuttynningssituasjoner, der gradientendepunktene helt eller nesten helt mangler arter. Drøfting av analyseresultatene basert på simulerte data (Vedlegg 3) viser imidlertid at artsuttynningsintervallet, fra posisjonen langs gradienten hvor arten med optimum plassert nærmest gradientendepunktet for artsuttynningsintervallet har sitt optimum, til posisjonen der ingen arter lenger er stabilt til stede, i reelle situasjoner kan antas å ha en utstrekning på mellom 1 og 1,5 PD50-enheter (når disse enhetene defineres på grunnlag av variasjon langs gradienten utenfor artsuttynningsintervallet). Som en pragmatisk løsning legges i NiN versjon 2 til grunn at *artsuttynningsintervaller omfatter ca. 1,2 PD50-enheter fra intervallets begynnelse (optimum for mest tolerante art) til ingen arter lenger forekommer stabilt. Midtpunktet i dette intervallet anses å ligge der artstettheten er om lag ca. 1/3 av artstettheten ved artsuttynningsintervallets begynnelse.*

Utfordring (6) krever en pragmatisk løsning (se kapittel B2g).

Til tross for at metoden for angivelse av artssammensetningsulikhet tolererer variasjon i artsantall mellom observasjonsenheter (punkt 1), er det en underforstått betingelse for pålitelige ØA-estimerer at datamaterialet har høy kvalitet. De viktigste kvalitetskravene er sammenliknbarhet og fullstendighet. Kravet til sammenliknbarhet innebærer at artsmengde for enhver art som inngår i datasettet er vurdert for alle observasjonsenheter. Kravet til fullstendighet innebærer *i prinsippet* at alle arter fra alle relevante artsgrupper (se Tabell B1–1,2) er med i datasettet. Kunnskapsmangler gjør imidlertid at dette kravet ofte vil være umulig å oppfylle i praksis, og det er derfor åpnet for bruk av forenklete generaliserte artslistedata som en løsning dersom ikke standard generaliserte artslistedata er mulig å sammenstille. Ved bruk av slike data er det viktig å merke seg at utelatelse av arter med snevrere toleranse overfor den aktuelle komplekse miljøvariabelen enn gjennomsnittet fører til underestimert av gradientlengder (observasjonsenheterne framstår som mer like i artssammensetning enn de i virkeligheten er).

Generaliserte artslistedatasett vil kunne variere med hensyn til graden av 'generalisering', kanskje først og fremst fordi det beste utgangspunktet for å sette sammen slike datasett er virkelige data, som alltid har datasettspesifikke egenskaper. Hovedårsaken til redusert 'generalisering' er nok at høyere eller lavere artsmengder i enkeltartslistene enn en generell artsresponskurveform (se kapittel A1e) skulle tilsi 'henger igjen' i det generaliserte artslistedatasettet som en arv fra datagrunnlaget. Andre medvirkende årsaker kan være kunnskapsmangler samt subjektive oppfatninger/preferanser hos den eller de som setter sammen artslistene, gjerne ubevisste, som bidrar til at artslistene ikke gjenspeiler generelle egenskaper ved naturtypekandidatene i det aktuelle området. En klar indikasjon på at et datasett inneholder datasettspesifikk (og ikke bare generalisert) informasjon er når økologiske avstandsestimater mellom nabo-naturtypekandidater langs en LKM ikke summerer seg til den estimerte økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidatene. Denne situasjonen, som blir referert til som ikke-additivitet av økologiske avstander, indikerer at ulikheten mellom replikater ($UMR > 0$) (se videre vedlegg V2e). I slike tilfeller må økologiske avstandsestimater korrigeres for ikke-additivitet før de brukes til å estimere gradientlengder og klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler (se kapittel B2g punkt 2).

B2e Prosedyre for å slutte fra analyse av generaliserte artslistedatasett til hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler: et overblikk

Analyse av generaliserte artslistedatasett resulterer ikke direkte i en hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler som kan benyttes til grunntypeinndeling av hovedtypene. Vegen til en hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling som gjenbraker et standardisert begrepsapparat går gjennom en trinnsvis prosedyre (Fig. B2–3). Men før en slik trinnsvis prosedyre kan operasjonaliseres, er det imidlertid behov for noen begrepsavklaringer og presiseringer. I NiN versjon 2 brukes uttrykksmåten 'klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler'. Dette er en presis beskrivelse av kjernen i klasse- og trinndelingsprosessen (steg 3 nedenfor), fordi det skal være *én og bare én* inndeling av hver lokale komplekse miljøvariabel (LKM) i basisklasser eller basistrinn. Basisklasse- og basistrinninndelingen er dermed en generalisert egenskap ved hver LKM *som sådan*, som ligger fast på tvers av hovedtyper (og hovedtypegrupper). På vegen fram mot basisklasse- og trinndelingen, er det imidlertid *variasjon i artssammensetning langs lokale komplekse miljøvariabler* som er grunnlaget for klasse- og trinndeling, og også i det siste steget (steg 4 nedenfor), der basisklasse- og basistrinninndelingen brukes til en hovedtypetilpasset inndeling i standardklasser og standardtrinn, er det egenskaper ved miljøvariabelen og artssammensetningen *sammen* som bestemmer inndelingskriteriene. Variasjonen i artssammensetning langs én og samme komplekse miljøvariabel er imidlertid ikke en egenskap ved den komplekse miljøvariabelen, men en egenskap ved det spesifikke økosystemet (eller de spesifikke økosystemene) den aktuelle miljøvariabelen 'forklarer' variasjon i (eller mellom). I disse tilfellene er det derfor ikke komplekse miljøvariabler eller artssammensetningsvariabler som blir trinndelt, men øko-variabler (øko-faktorer og økokliner). Også i NiN versjon 1 var intensjonen å standardisere inndelingen av *økokliner* på tvers av hovedtyper, men fordi variasjonen i artssammensetning langs én og samme komplekse miljøvariabel varierer mellom systemer, f.eks. som resultat av variasjon i artsrikdom, variasjon i forekomst av arter med vid økologisk amplitude og høy mengde (C-arter) kontra arter med snevrere amplitude (S- og U-arter), variasjon i betydningen av miljøstress og forstyrrelse, etc. (se kapittel A1f for forklaring av begreper knyttet til CURS-modellen), lot ikke dette seg fullt ut gjennomføre. For sjøl om den samme komplekse miljøvariabelen blir brukt til typeinndeling av to eller flere ulike systemer (hovedtyper), er jo

ikke økoklinen den samme! Det er derfor ikke mulig å klasse- eller trinndeles komplekse miljøvariabler på én standardisert måte, som vil ha gyldighet for alle natursystemer der variabelen er viktig for å forklare variasjonen. Dette er bakgrunnen for et viktig, generelt prinsipp som er lagt til grunn for klasse- og trinndeling av øko-variabler i NiN 2:

Komplekse øko-variabler er natursystem-spesifikke og skal klasse- eller trinndeles på en måte som er tilpasset variasjonen i artssammensetning innenfor hver natursystem- (hoved)type der variabelen skal brukes til grunntypeinndeling eller beskrivelse av variasjon.

Samtidig er det sterkt ønskelig at antallet trinndelinger av hver viktige øko-variabel holdes så lavt som mulig og et minstekrav dersom total begrepsforvirring skal unngås, er at begrepene for alternative trinndelinger av en og samme øko-variabel blir standardisert slik at ett begrepsapparat for klasser og trinn langs hver komplekse miljøvariabel blir gjenbrukt i alle hovedtyper (der denne LKM skal brukes til inndeling). Kravene til et standardisert begrepsapparat for klasser og trinn langs hver LKM og en type-spesifikk klasse- og trinninndeling av øko-variabler kan synes som en uforenlig motsetning. Dette målet er imidlertid ikke uopnåelig, fordi det er mulig å definere sett av kriterier og prinsipper for vegen fra analyseresultater (av generaliserte artslistedata) via et standardisert begrepsapparat for klasser og trinn langs hver LKM (basisklasser og basistrinn, se kapittel B2f) tilbake hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger som grunnlag for å definere grunntyper. Denne vegen omfatter følgende fire steg (Fig. B2–3):

1. Generalisering fra konkrete analyseresultater til datasettspesifikke inndelinger i basisklasser, basistrinn, klasser og trinn. Med **datasettspesifikk trinninndeling** menes ‘[framlegg til inndeling i standardtrinn som på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett \(det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst\)](#)’, og med **datasettspesifikt trinn** menes ‘[trinn i datasettspesifikk trinninndeling](#)’. Definisjoner av begreper for øvrige datasettspesifikke inndelinger er skåret over samme lest (se Vedlegg 1).
2. Generalisering av datasettspesifikke inndelinger til hovedtypespesifikke inndelinger i basisklasser, basistrinn, klasser og trinn. Med **hovedtypespesifikk trinninndeling** menes ‘[framlegg til inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardtrinn, bortsett fra at inndelingen er basert på en hovedtypespesifikk basistrinninndeling og derfor har begrenset gyldighet](#)’, og med **hovedtypespesifikt trinn** menes ‘[trinn i hovedtypespesifikk trinninndeling](#)’. Definisjoner av begreper for øvrige datasettspesifikke inndelinger er skåret over samme lest (se Vedlegg 1).
3. Generalisering av hovedtypespesifikke inndelinger for hver LKM til én (standard) inndeling i basisklasser og basistrinn som skal ha gyldighet over hele spekteret av naturvariasjon der den aktuelle lokale komplekse miljøvariabelen er aktuell for bruk til inndeling i naturtyper. Basisklasser og basistrinn skal være grunnenhetene (byggesteinene) i naturtypeinndelingen på grunntypenivå, og utgangspunkt for navnsetting av intervaller langs LKM. Presise definisjoner av begrepene basisklasse og basistrinn forutsetter en definisjon av en økologisk avstandsenhet og blir drøftet nedenfor.
4. Aggregering av basisklasser og basistrinn til hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger av LKM. Med **hovedtypetilpasset klasseinndeling** menes ‘[inndeling av en kompleks miljøfaktor i standardklasser](#)’ og med **hovedtypetilpasset**

trinninndeling menes ‘*inndeling av en kompleks miljøgradient i standardtrinn*’.

Begrepene standardklasse (= hovedtypetilpasset klasse) og standardtrinn (= hovedtypetilpasset trinn) er nøkkelbegreper for typeinndelingen på natursystem-nivået i NiN. Presise definisjoner av disse begrepene blir drøftet nedenfor.

Sjøl om datasettspesifikke, hovedtypespesifikke og hovedtypetilpassete klasse- og trinnindeler egentlig er klasse- og trinnindeler av økokliner, vil vi for enkelhets skyld bruke begrepene ‘klasse- og trinndelte LKM’ også om disse.

For mange natursystemer vil eksplisitt kunnskap fra analyse av generaliserte artslistedatasett (steg 1) mangle når neste versjon av naturtypeinndelingssystemet skal settes opp. Det er derfor nødvendig med retningslinjer for hvordan tentativ basisklasse- og basistrinninndeling (steg 3) skal gjøres når databasert kunnskap mangler, samt for hvordan disse tentative basisklasse- og basistrinninndelingene skal brukes til tentativ hovedtypetilpasset trinninndeling (steg 4).

Hvert av de fire stegene på denne vegen blir drøftet i detalj i kapitlene B2f–B2i med siktemål å komme fram til en mest mulig entydig kriteriebasert prosedyre for hvert enkelt steg. Disse prosedyrene skal bygge på definisjonene av standardenheter (standardklasser og standardtrinn) langs komplekse miljøvariabler, som i sin tur bygger på definisjonen av en enhet for økologisk avstand (den økologiske avstandsenheten, ØAE).

B2f Definisjoner av økologisk avstandsenhet (ØAE) og standard klasse- og trinnbredde

Estimering av økologisk avstand på grunnlag av ulikheter i artssammensetning mellom (konkrete) generaliserte artslister (som er basert på generalisert informasjon), som er startpunktet på vegen fram til hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler (jf. kapittel B2e), forutsetter en operasjonell definisjon av en enhet for økologisk avstand. Definisjonen av den økologiske avstandsenheten (ØAE) som blir brukt i NiN versjon 2 tar utgangspunkt i resultatene av analysene av simulerte og reelle datasett i Vedlegg 3 og 4. Konklusjonene kan kort oppsummeres i to punkter:

1. PDgeo mellom standard generaliserte artslistedata (standardisert mengdeangivelse på 6-trinnskalaen i Tabell B2–1) bør brukes til å beregne økologisk avstand.
2. En økologisk avstandsenhet (ØAE) bør defineres som den variasjonsbredden langs en kompleks miljøvariabel som svarer til bredden av ett gjennomsnittlig standardtrinn og som i sin tur svarer til utstrekningen av en typisk grunntype langs miljøvariabelen.

Definisjonen av 1 ØAE i NiN versjon 2 er knyttet til begrepene vesentlig forskjell i artssammensetning og betydelig forskjell i artssammensetning. Fordi variasjonen i artssammensetning langs de fleste LKM er gradvis, og fordi forskjellen i artssammensetning mellom klasser langs naturlig trinndelte LKM vil variere fra LKM til LKM, er det neppe mulig å bruke teoretiske argumenter for å understøtte valget av en spesifikk verdi som definerer *vesentlig forskjell i artssammensetning*. I stedet bør dette og andre begreper som skal nyttes ved typeinndelingen i NiN defineres slik at de endelige typeenhetene blir hensiktsmessige med hensyn til variasjonsbredde og antall – altså ved en pragmatisk tilnærming. Dette sikrer også at typeenhetenes utstrekning tilsvarer hensiktsmessige typer i eksisterende typeinndelinger (inkludert NiN versjon 1, som hadde som målsetting å videreføre eksisterende typebegreper innenfor en ny teoretisk ramme).

Analysene av reelle generaliserte artslistedata for kandidater til trinn langs de fire svært viktige LKM'ene i NiN-sammenheng i Vedlegg 4 (hevdintensitet, kalkinnhold, uttørkingsfare og vannmetning) gir godt grunnlag for en pragmatisk definisjon av ØAE som harmoniserer med gjengs oppfatning av hvor stor variasjonsbredden bør være innenfor en naturtype for at typeinndelingen skal være hensiktsmessig. den store variasjonen i ØA, målt som PD mellom 'normalutforminger' av typer som er naboer langs en LKM viser imidlertid at det er betydelig variasjon i allment aksepterte naturtypers amplitude langs underliggende komplekse miljøgradienter: bredden på trinn langs 'lokale basisøkokliner' i NiN versjon 1 varierer mellom 0,15 og 0,40 PD-enheter, med en gjennomsnittsverdi omkring 0,25 PD-enheter. For eksempel er Den gjennomsnittlige ulikheten mellom de 13 nabotrinnene langs de fire gradientene som er undersøkt i Vedlegg 4 lik $PD = 0,261$. Dette understøtter definisjonen av en økologisk avstandsenhet (1 ØAE) som 0,25 PD-enheter fordi (i) denne definisjonen er nær gjennomsnittet av trinnbreddene for viktige 'lokale basisøkokliner' i NiN versjon 1 og dermed med gjengs oppfatning av hvor stor variasjon i artssammensetning som må til for at naturtyper (vegetasjonstyper) skal anses forskjellige (jf. punkt 2 over); og (ii) 0,25 PD-enheter er et 'runtt tall', som svarer til at en fjerdedel av artssammensetningen (arters forekomst og mengde) er byttet ut. Dersom 1 ØAE defineres som 0,25 PD-enheter, indikerer de foreløpige analysene i Vedlegg 3–4 at oppdelingen av hevdintensitet i åtte referansetrinn opprettholdes, mens både kalkinnhold i frisk fastmarksskogsmark og uttørkingsfare i kalkfattig fastmarksskogsmark bør deles i fire trinn (mot henholdsvis fem og tre i NiN versjon 1). Resultatene viser også at det knapt er grunnlag for å dele vannmetning inn i to trinn innenfor frisk fastmarksskogsmark!

Analysene av reelle datasett i Vedlegg 4 kvantifiserer to sterke tradisjoner i fennoskandisk vegetasjonsøkologi:

1. Utskifting av omtrent 1/2 av artssammensetningen er en hensiktsmessig variasjonsbredde innenfor en hovedenhet (f.eks. en 'type' i Fremstads system).
2. Utskifting av omtrent 1/4 av artssammensetningen er en hensiktsmessig variasjonsbredde innenfor typeenheter på laveste generaliseringsnivå ('utforming' i Fremstads system, grunntyper i NiN versjon 1).

Tilsvarende tradisjoner gjenfinnes i mange ulike inndelingssystemer (se kapittel A1a for kortfattet omtale av noen vegetasjonsinndelingssystemer). I NiN 2 videreføres disse tradisjonene gjennom definisjonene av begrepene økologisk avstandsenhet (1 ØAE) og standardklasser og standardtrinn langs komplekse miljøvariabler, og definisjoner av andre begreper som tar utgangspunkt i disse definisjonene. Den mest grunnleggende av disse definisjonene, som refererer seg til konkrete data, er en **økologisk avstandsenhet** (ØAE), definert som 'den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i artssammensetningen mellom to systemer som sammenliknes, hver representert med en generalisert artsliste, på 0,25 PD-enheter, det vil si at nær en fjerdedel av artssammensetningen skiftes ut'. Denne definisjonen gjør 1 ØAE til den økologiske avstanden mellom grunntyper og 2 ØAE til minsteavstanden langs en sLKM mellom sammenliknbare grunntyper hvor én er plassert i en normal hovedtype og den andre utgjør endetrinnet i spesiell hovedtype, definert på grunnlag av den aktuelle LKM (som da er en spesiell LKM; se kapittel B4 og Vedlegg 6). Det er hensiktsmessig å knytte flere begreper til disse viktige terskelverdiene. Begrepet **vesentlig forskjell i artssammensetning** blir derfor definert som 'en forskjell på minst 2 ØAE, det vil si utskifting av nær halve artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes'. Begrepet **betydelig forskjell i artssammensetning** blir definert som 'en forskjell på minst 1 ØAE, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes'. I tillegg blir Begrepet **observerbar**

forskjell i artssammensetning definert som ‘en forskjell på minst 0,5 ØAE, det vil si utskifting av nær 1/8 av artssammensetningen, mellom to systemer som sammenliknes’.

Økologiske avstander beregnet mellom artslister i generaliserte artslistedata skal (jf. kapittel B2e, punkt 1a) legges til grunn for datasettspesifikk klasse- og trinndeling, det vil si inndeling av LKM i klasser og trinn som har en standardisert bredde på grunnlag. Denne klasse- og trinndelingen skal *bare* ta hensyn til resultatene av analysene av akkurat dette datasettet. Definisjonene av dataspesifikk klasse- og trinninndeling sier at disse inndelingene skal foretas ved å tilpasse bruken av de generelle begrepene standardklasse og standardtrinn til hvert enkelt spesifikt datasett. De generelle definisjonene av standardklasse og standardtrinn er:

standardklasse = ‘variasjon i artssammensetning innenfor en kompleks miljøfaktor innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 1 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basisklasseinndelingen av miljøfaktoren’

standardtrinn = ‘variasjon i artssammensetning langs en kompleks miljøgradient innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 0,75 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basistrinninndelingen av miljøgradienten’

Merk at begrepet **klasse** her brukes om ‘kategori innenfor en naturlig klassesdelt (faktor-type) variabel’, mens begrepet **trinn** brukes om ‘intervall langs en kontinuerlig (gradient-type) variabel’.

Begrepene standardklasse og standardtrinn bygger i sin tur på de generelle begrepene **basisklasse**, som er definert som ‘minste klasse, med utstrekning 0,5–1,5 ØAE innenfor en kompleks miljøfaktor, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøfaktoren er størst, og som er utgangspunkt for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøvariabler’, og **basistrinn**, definert som ‘minste trinn (intervall), med utstrekning 0,5–1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst, og som er utgangspunktet for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøvariabler’. Også basisklasser og basistrinn må defineres for datasett og hovedtyper; med **datasettspesifikk basisklasseinndeling** menes ‘framlegg til inndeling i basisklasser på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøfaktor slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)’ og med **datasettspesifikk trinninndeling** menes ‘framlegg til inndeling i basistrinn på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)’.

Definisjonen av 1 ØAE som svarende til 0,25 PD-enheter mellom to artslister i et generalisert artslistedatasett gjør det mulig å ‘oversette’ artssammensetningsulikheter på PD50-skalaen, beregnet ved bruk av geodetisk avstand, til økologiske avstandsenheter:

$$\text{Antall ØAE} = 4 \cdot (\text{antall PD-enheter}) \quad (2)$$

Analysene i Vedlegg 4 viste at sammenhengene mellom H.C.-enheter i GNMDS med *step across*, basert på en grenseverdi $\varepsilon = 0,5$ mellom pålitelige og upålitelige ulikhetsverdier) og direkte beregnede artsulikheter også var rimelig konsistent; altså at

$$\text{Antall ØAE} = 2 \cdot (\text{antall H.C.-enheter i GNMDS med step across}) \quad (3)$$

Sjøl om det ikke ble funnet konsistente sammenhenger mellom PD-enheter (basert på geodetisk avstand) og H.C-enheten i GMNDS uten *step across* eller S.D.-enheten i DCA, antyder de omtrentlige sammenhengene som ble funnet at

$$\text{Antall } \emptyset\text{AE} = 2,0-2,5 \cdot (\text{antall H.C.-enheter i GMNDS uten } \textit{step across}) \quad (4)$$

$$\text{Antall } \emptyset\text{AE} = 1,25-1,65 \cdot (\text{antall S.D.-enheter i DCA}) \quad (5)$$

Definisjonen av 1 \emptyset AE er basert på standard generaliserte artslistedata, det vil si sett av artslister med artsmengder angitt på den standard 6-trinnsskalaen. Foreløpige analyser (Vedlegg 4) indikerer at artssammensetningsulikheter beregnet ved bruk av de to artsmengdeskalaene (6-trinnsskalaen og den forenklete 2-trinnsskalaen) er sammenliknbare, men ikke like. I tråd med resultatene i Vedlegg 4 settes 1 \emptyset AE definert på grunnlag av forenklete generaliserte artslistedata (2-trinnsskalaen) lik 0,27 PD-enheter. Denne definisjonen bør imidlertid seinere testes ut på et større datamateriale. Definisjonen av 1 \emptyset AE som svarende til 0,27 PD-enheter mellom to artslister i et forenklet generalisert artslistedatasett gjør at artssammensetningsulikheter på PD50-skalaen, beregnet ved bruk av geodetisk avstand, 'oversettes' til økologiske avstandsenheter ved formelen:

$$\text{Antall } \emptyset\text{AE} = 3,7 \cdot (\text{antall PD-enheter}) \quad (6)$$

B2g Typisk utforming, tyngdepunkt og beregning av gradientlengde

Definisjonen av en økologisk avstandsenhet og definisjonene av betydelig og vesentlig forskjell i artssammensetning åpner for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler slik at hver klasse eller hvert trinn har den utstrekningen (dvs. omfatter så stor variasjon i artssammensetning), som definisjonene av standardklasse og standardtrinn krever. I dette kapitlet drøftes datasettspesifikk klasse- og trinndeling, det vil si inndeling av (lokale) komplekse miljøvariabler (egentlig økokliner; se kapittel B2e) på grunnlag av resultatene av analyser av generaliserte artslistedata. Dette er steg 1 på vegen fra analyse av generaliserte artslistedatasett til hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler (jf. kapittel B2e).

Et generalisert artslistedatasett representerer egentlig en **naturtypeinndelingshypotese**, det vil si et 'utvalg av naturtypekandidater innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet'. I hvert artslistedatasett representerer hver artsliste en **naturtypekandidat**, det vil si en **karakteristisk klasse- eller trinnkombinasjon**, definert som 'kombinasjon av kandidatklasser og/eller -trinn langs lokale komplekse miljøvariabler som er brukt i et framlegg til inndeling av enheter på natursystem-nivået (en eller flere natursystem-hovedtyper eller en del av en hovedtype)'. Med **kandidatklasse** og **kandidattrinn** menes henholdsvis 'kandidat til klasse innenfor en kompleks miljøfaktor, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning innenfor den aktuelle miljøfaktoren innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese' og 'kandidat til trinn langs en kompleks miljøgradient, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning langs den aktuelle miljøgradienten innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese'. Når generaliserte artslistedatasett blir analysert som ledd i arbeidet med NiN versjon 2, antas at implisitt at kravet om at de generaliserte artslistedataene representerer en typisk utforming av hver naturtypekandidat, er oppfylt (kapittel B2c, punkt 5). Formuleringen 'representerer en typisk utforming' kan ved første øyekast synes triviell;

begrepet ‘typisk utforming’ er definert som et representativt intervall langs den aktuelle LKM. Den intuitive tolkningen er da at den typiske utformingen av naturtypekandidaten #k har en utstrekning på

$$\frac{x_{k-1}}{2} + \frac{x_k}{2} = 0.5 \cdot (x_{k-1} + x_k), \quad (7)$$

der x_{k-1} og x_k er den økologiske avstanden mellom naturtypekandidatene #(k-1) og #k, og mellom #k og #(k+1). Det er også naturlig å tenke seg at den typiske utformingen er sentralt plassert i dette intervallet (omkring midtpunktet), men Fig. B2–4 viser at dette bare vil være tilfellet når x_{k-1} og x_k er like store. I tillegg til begrepet ‘typisk utforming’, som ideelt sett er et intervall langs en LKMg eller omfanget av en klasse langs en LKMf, men som kan representeres av et punkt i dette intervallet, er det behov for begrepet **tyngdepunkt**, som defineres som ‘**midtpunkt i et intervall langs en kompleks miljøvariabel som utspennes av en naturtype eller en naturtypekandidat**’; se Fig. B2–4). Tyngdepunktet er altså (dersom ikke annen informasjon gir grunnlag for en annen tolkning) midtpunktet i hele intervallet som den karakteristiske klasse- eller trinnkombinasjonen som artslista representerer utspenner.

Når #k er et gradientendetrinn, eller representerer ei klasse som sammenliknes med en eller flere andre klasser, vil den typiske utformingen (artslista), plassert som et punkt langs en gradient, og tyngdepunktet, ikke falle sammen. Det følgende resonnementet forklarer dette: Når ei artsliste for et endetrinn (#1 eller #n), f.eks. det ekstremrike trinnet langs kalkinnhold (KA) (‘svært kalkrik’ eller ‘ekstremrik’), settes opp, er det en selvfølge at denne artslista inkluderer alle arter som kan tenkes å forekomme innenfor denne naturtypekandidaten og som mangler på det mindre ekstreme nabotrinnet (‘middels kalkrik’). Hele variasjonsbredden innenfor endetrinnsnaturtypekandidaten, ut til gradientendepunktet, må derfor anses inkludert i den ‘typiske utformingen’ som lista representerer. I den motsatte enden av intervallet naturtypekandidaten utspenner, der den grenser til den mindre ekstreme naboen, finner en gradvis overgang sted (langs en LKMf mer eller mindre trinnvis), og det vil derfor finnes et ± smalt intervall langs gradienten som verken er typisk for trinn #n eller trinn #(n-1) (eller #1 og #2 i motsatt ende av en gradient). Dette intervallet defineres som et **overgangsintervall**, det vil si et ‘**intervall langs en kompleks miljøvariabel som ikke er representativt for noen av de to tilstøtende naturtypene eller naturtypekandidatene**’. Definisjonen av overgangsintervallet ekskluderer det fra den representative variasjonsbredden innenfor de to tilstøtende typene, og dermed også fra den typiske utformingen.

Endetrinnsnaturtypekandidatene har bare overgangsintervall på én side. Derav følger at tyngdepunktet og den typiske utformingen aldri faller i samme punkt langs den aktuelle LKM. Dette er illustrert i Fig. B2–4. Bredden på overgangsintervallet vil nok i praksis variere litt fra datasett til datasett, avhengig av hvor ivrig opphavspersonen(e) har vært etter å inkludere ‘slengere’ av arter som bare helt sporadisk finnes i en naturtype, men som egentlig ikke hører hjemme der. Slike arter skal i prinsippet *ikke* inkluderes. Som en pragmatisk løsning er bredden på overgangsintervallet mellom nabo-naturtypekandidater satt lik 1/3 av den økologiske avstanden mellom de to naturtypekandidatene – 1/6 på hver side av grensa mellom dem. Overgangsintervallet inngår pr. definisjon *ikke* i den ‘typiske utformingen’ av noen av naturtypekandidatene og endetrinnsnaturtypekandidatenes tyngdepunkt antas derfor å plassere seg midt i et intervall som ikke inneholder overgangsintervallet (Fig. B2–4).

Beregningen av økologiske avstander langs lokale komplekse miljøvariabler ved hjelp av generaliserte artslistedatasett gir oss informasjon om naturtypekandidaters innbyrdes plassering, mens det er omfanget av variasjon langs *hele* den aktuelle LKM, det vil si gradientlengden (‘estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøgradient’; den største økologiske avstanden mellom noe par av klasser brukes

som et tilsvarende mål på variasjon innenfor en LKMf). På bakgrunn av relasjonen mellom typisk utforming og tyngdepunkt for naturtypekandidater, skal gradientlengden til en LKM estimeres etter følgende prosedyre (se Fig. B2–4):

1. Beregn økologiske avstander mellom alle par av sammenliknbare naturtypekandidater, det vil si naturtypekandidater som representerer klasser innfor én LKMf eller trinn langs én LKMg, og hvor plasseringen langs alle andre LKM holdes konstant. Kandidattrinnene angis #1, #2 etc. og kandidatklassene angis #A, #B etc.
2. Bruk **additivitetskriteriet**, det vil si ‘*at den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater er lik summen av de økologiske avstandene mellom naturtypekandidater for nabotrinns eller naboklasser*’, til å sjekke at det generaliserte artslistedatasettet tilfredsstiller kravene om linearitet mellom artssammensetningsulikhhet (målt som PD eller PDgeo) og økologisk avstand, fra økologisk avstand = 0.
 - a. Dersom de additivitetskriteriet er oppfylt, gå videre til punkt 3.
 - b. Dersom additivitetskravet ikke er oppfylt, er det sannsynlig at datasettet ikke tilfredsstiller kravene til et fullstendig generalisert artslistedatasett. Ikke-additivitet kan imidlertid også skyldes reell ikke-lineær variasjon i artssammensetning langs en underliggende LKMg, det vil si at den aktuelle LKMg ikke er én enkel kompleks miljøvariabel, men inneholder trinn som med unike økologiske egenskaper som plasserer det litt ‘på siden’ av den aktuelle LKMg i et økologisk rom. LKMg hevintensitet (HI) er et eksempel på et slikt tilfelle (NiN[2] artikkel 2 v0.0, kap. B7). Trinnet HI*4 ‘ekstensiv hevd’ langs denne LKMg har egenskaper som gjør at en ekstra dimensjon (dog med svært kort gradientlengde) er nødvendig for korrekt plassering i forhold til nabo-naturtypekandidatene langs gradienten. Dersom det etter vurdering konkluderes at ikke-additiviteten sannsynligvis skyldes mangelfull generalisering, må de økologiske avstandsestimatene korrigeres. Vi antar da at alle estimer for ØA er u ØAE for høye på grunn av ikke-linearitet mellom PD og ØA for lave ØA. Dersom antallet naturtypekandidater er n , den utregnete ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater (basert på PD) betegnes x_e og den utregnete ØA mellom nabo-naturtypekandidater k og $(k + 1)$ betegnes x_k (summen av ØA mellom nabo-naturtypekandidater kan betegnes x_s) bidrar ikke-linearitet med u enheter til hvert enkelt økologisk avstandsestimat, også til den beregnede økologiske avstanden mellom endetrinnene. Dermed kan den korrigerte ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater, $x_{e,korr}$, uttrykkes på to måter:

$$x_{e,korr} = \sum_{k=1}^{n-1} x_k - (n - 1) \cdot u \quad (8)$$

$$x_{e,korr} = x_e - u \quad (9)$$

Setter vi de to høyresidene lik hverandre og løser med hensyn på u finner vi

$$u = \frac{\sum_{k=1}^{n-1} x_k - x_e}{n-2} \quad (10)$$

og det korrigerte estimatet for den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidatene blir da

$$x_{e,korr} = \frac{(n-1)x_e - \sum_{k=1}^{n-1} x_k}{n-2}. \quad (11)$$

Parameteren u betegnes **ikke-linearitetsparameteren**, som er et ‘mål på graden av ikke-linearitet mellom beregnet økologisk avstand mellom nabonaturtypekandidater og endepunktsnaturtypekandidater langs en kompleks miljøvariabel’. Jo høyere verdi for u , desto større ikke-linearitet.

Følgende eksempel illustrerer dette: Langs en LKMg med $n = 4$ trinn er ØA mellom de tre parene av nabonaturtypekandidater henholdsvis 1,5, 1,4 og 2,2 (sum 5,1) ØAE, mens den beregnede ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater bare er 3,9 ØAE. I dette tilfellet er $u = 0,60$ og den korrigerte ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater 3,3 ØAE. Som en tommelfingerregel er brukt at graden av ikke-linearitet er akseptabel når $u < 0,1$ dersom det ikke finnes grunner for annen vurdering. Når $u > 0,1$ bør gradientlengdeestimer og relativ plassering av naturtypekandidater korrigeres og de korrigerte verdiene benyttes ved beregningene i det påfølgende trinn 3.

3. Bruk de beregnede økologiske avstandene (eventuelt etter korreksjon) til å plassere hver naturtypekandidat langs den aktuelle LKM i et egnet økologisk rom med akser skalert i ØAE. For LKMg har dette rommet (i utgangspunktet) én dimensjon og naturtypekandidatene skal derfor plasseres langs en enkel vektor som uttrykker variasjon langs gradienten. For LKMf (og flerdimensjonale lokale komplekse miljøvariabler) kan relasjonene mellom naturtypekandidatene være mer komplekse, noe som må gjenspeiles i utformingen av det økologiske rommet.
4. Vurder hvorvidt gradientlengdeestimer og relativ plassering av naturtypekandidater bør justeres i lys av datasettegenskaper (fullstendighet og toleranserepresentativitet; se kapittel B2c, punkt 9) og eventuell annen relevant kunnskap.
5. Beregning av gradientlengde.
 - a. For LKMg og ved sammenlikning av de to klassene innenfor en LKMf med bare to klasser (som behandles som en LKMg med 2 trinn) skal det ved beregning av gradientlengde *i utgangspunktet* legges til grunn at typisk utforming og tyngdepunkt ikke faller sammen for endetrinnsnaturtypekandidatene (se over og Fig. B2–4). Som vist i Fig. B2–4, er den generelle formelen for gradientlengden x_g lik summen av alle økologiske avstander mellom nabonaturtypekandidatene (x_e) pluss $1/3$ av hvert av intervallene x_1 og x_{n-1} , dvs:

$$x_g = x_e + \frac{1}{3} \cdot x_1 + \frac{1}{3} \cdot x_{n-1} = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_{n-1}) \quad (12)$$

Når $n = 2$ (to trinn eller to klasser) er $x_e = x_1$ og uttrykket for x_g reduseres til

$$x_g = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_{n-1}) = x_e + \frac{1}{3}(x_e + x_e) = \frac{5}{3}x_e \quad (13)$$

Når $n = 3$ (tre trinn) reduseres uttrykket for x_g til

$$x_g = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_{n-1}) = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_2) = \frac{4}{3}x_e \quad (14)$$

Når $n > 3$ og den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidatene ikke avviker fra den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom andre par av naturtypekandidater, det vil si at

$$x_1 + x_{n-1} = 2 \cdot \frac{x_e}{n-1},$$

reduseres uttrykket for x_g til

$$x_g = x_e + \frac{1}{3} \cdot 2 \cdot \frac{x_e}{n-1} = \frac{3nx_e - 3x_e + 2x_e}{3(n-1)} = \frac{3nx_e - x_e}{3(n-1)} = \frac{3n-1}{3(n-1)} x_e = x_e + \frac{2}{3(n-1)} x_e \quad (15)$$

- b. Ved sammenlikning mellom naturtypekandidater som representerer tre eller flere klasser innenfor en LKMf, brukes skjønn til å vurdere hvordan gradientlengden skal beregnes. Et spesialtilfelle er LKMf vanntilførsel (VT) der det er naturlig å sammenlikne klasse VT*2 jordvannstilførsel med klasse VT*1 jordvannstilførsel for KA*1 svært kalkfattig. Dersom naturtypekandidaten for VT*1&KA*1 er representert med ei artsliste som er del av et større artslistedatasett der også lister for KA*2 etc. inngår, er det ikke grunnlag for å anta at tyngdepunkt og typisk utforming for VT*1&KA*1 er ulike fordi lista for VT*1&KA*1 ikke er ei liste for en endetrinnsnaturtypekandidat i dette datasettet. Da blir gradientlengden

$$x_g = x_e + \frac{1}{3} \cdot x_e + \frac{1}{2} \cdot x_2 = \frac{4}{3} x_e + \frac{1}{2} x_2 \quad (16)$$

der x_e er den økologiske avstanden mellom VT*2 og VT*1&KA*1, mens x_2 er den økologiske avstanden mellom VT*1&KA*1 og VT*1&KA*2.

B2h Datasettspesifikk klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler på grunnlag av analyse av generaliserte artslistedatasett

Datasettspesifikk klasse- og trinndeling gjøres etter følgende prosedyre:

1. Del kandidatklasser og kandidattrinn som omfatter (det vil si utspenner et intervall langs en LKMg eller i et økologisk rom definert for en LKMf) som er større enn 1,0 ØAE opp i datasettspesifikke basisklasser eller basistrinn (hver basisklasse og hvert basistrinn må utspenne minst 0,5 ØAE). Hvert av kandidattrinnene #2 og #3 (med bredde henholdsvis 1,05 og 1,1 ØAE) i eksemplet i Fig. B2–5 skal deles opp i basistrinn [vist som boksene (b) og (c), og (d) og (e), i figuren].
2. Foreta en datasettspesifikk klasse- eller trinninndeling av den aktuelle LKM på grunnlag av det generelle kriteriet for antall klasser eller trinn en LKM skal deles opp i, som følger av definisjonen av standardklasse og standardtrinn (se videre nedenfor). I eksemplet er det grunnlag for deling i tre trinn, (1), (2) og (3). Datasettspesifikk klasse- og trinndeling skal skje ved sammenslåing av nabopar av datasettspesifikke basisklasser og/eller basistrinn til klasser/trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardklasser/standardtrinn (må omfatte 0,75–1,5 ØAE). I Fig. B2–5 er inndelingen i standardtrinn vist som bokser omgitt av ei tjukk linje.

3. Antallet datasettspesifikke trinn v som en LKM skal deles opp i, bestemmes som følger:
- a. For LKMg er trinnantallet v gitt av funksjonen

$$v = \text{floor}(x_g) \quad (17)$$

der x_g er gradientlengden, uttrykt i ØA-enheter. Funksjonen *floor* runder et tall ned til nærmeste hele tall. Anvendt på den komplekse miljøvariabelen i eksemplet i Fig. B2-4,5, for hvilken $x_g = 3,6$, får vi $v = \text{floor}(3,6) = 3$. Merk at gradientlengden beregnes mellom miljøvariabelens ytterpunkter (se kapittel B2g). Dette kriteriet for å bestemme antall datasettspesifikke trinn gjør at avstanden mellom tyngdepunktene til naturtypekandidatene i *gjennomsnitt* blir > 1 ØAE og at forskjellen i artssammensetning mellom nabo-naturtypekandidater, beregnet mellom tyngdepunktene, blir *betydelig*. Den gjør også at ingen datasettspesifikke trinn langs en LKM som gjøres gjenstand for trinninndeling (det vil si som har en gradientlengde $> 2,0$ ØAE) utspenner mer enn $1,5$ ØAE (jf. definisjonen av standardtrinn). Denne grenseverdien nærmer man seg når gradientlengden for en LKMg nærmer seg $3,0$ ØAE nedenfra.

Sjøl om det er gradientlengden som bestemmer antallet trinn en LKMg skal deles inn i, gjør den funksjonelle sammenheng mellom den økologiske avstanden mellom (typiske utforminger, gitt av generaliserte artslister, for) endetrinnskandidater og gradientlengden som er gitt av formlene (12–15) det mulig å beregne trinnantallet v direkte ut fra den økologiske avstanden mellom artslistene for endetrinnskandidatene og/eller nabonaturtypekandidater. Når antallet naturtypekandidater, n , er $n = 2$ eller 3 innebærer kravene om gradientlengder på 2 og 3 for inndeling i $v = 2$ respektivt $v = 3$ datasettspesifikke standardtrinn følgende [jf. funksjoner (13) og (14)]:

$$(v = 2, x_g > 2,0, n = 2): x_g = \frac{5}{3}x_e \Rightarrow \frac{5}{3}x_e > 2,0 \Leftrightarrow x_e > 1,2 \quad (18)$$

$$(v = 3, x_g > 3,0, n = 2): x_g = \frac{5}{3}x_e \Rightarrow \frac{5}{3}x_e > 3,0 \Leftrightarrow x_e > 1,8 \quad (19)$$

$$(v = 2, x_g > 2,0, n = 3): x_g = \frac{4}{3}x_e \Rightarrow \frac{4}{3}x_e > 2,0 \Leftrightarrow x_e > 1,5 \quad (20)$$

$$(v = 3, x_g > 3,0, n = 3): x_g = \frac{4}{3}x_e \Rightarrow \frac{4}{3}x_e > 3,0 \Leftrightarrow x_e > 2,25 \quad (21)$$

For LKMg som er representert med flere enn 3 kandidattrinn, er det en enkel funksjonell sammenheng mellom den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater x_e , antallet kandidattrinn n og antallet når den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnskandidatene og deres nabotrinn er lik den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom alle nabotrinn langs gradienten. Da er sammenhengen mellom x_e og x_g gitt av (15) og kravet til x_e for å gi opphav til v trinn er at

$$\frac{3n-1}{3(n-1)}x_e > v \Rightarrow x_e > \frac{3(n-1)}{3n-1}x_e \quad (22)$$

Minsteverdier for økologisk avstand mellom endetrinnskandidater som utløser inndeling i et gitt antall datasettspesifikke trinn, er gitt i Tabell B2–2. Fordi usikkerheten i gradientlengdeestimatene øker med økende utstrekning av hver naturtypekandidat, bør slutninger om trinndeling av en LKMg ikke trekkes når $v \geq 2n$, det vil si at antallet kandidattrinns i naturtypehypotesen artslistedatasettet representer, er halvparten av det indikerte antallet datasettspesifikke trinn eller mindre. I slike tilfeller bør, ideelt sett, en mer realistisk naturtypehypotese testes.

- b. En LKMf skal deles opp i det antallet klasser som definisjonen av datasettspesifikk klasse tillater.

I kapittel B2e ble betydningen av et felles begrepsapparat for variasjon langs LKM sterkt framhevet. Et felles, standardisert begrepsapparat for intervaller langs LKM er bare mulig dersom man åpner for en pragmatisk tilnærming til hvordan grenser mellom de enkelte basisklassene/basistrinnene (og dermed standardklassene/standardtrinnene) blir trukket. Fig. B2–5 illustrerer prinsippet som blir benyttet i NiN versjon 2 for å få dette til. Utgangspunktet for testing av naturtypeinndelingshypoteser ved analyse av generaliserte bør være det mest mulig fullstendige og konsistente framlegget til klasse- og trinninndeling av alle LKM som antas å være viktige i minst en natursystem-hovedtype, med tilhørende begrepsapparat (klasse- og trinnbetegnelser). Ved utarbeidelsen av NiN versjon 2.0 er Framlegg 3 til klasse- og trinninndeling av LKM og typeinndeling, gjengitt i NiNnot124 (enkeltklasser og -trinn er betegnet *1, *2, *3 etc.), benyttet som utgangspunkt. Den testete naturtypeinndelingshypotesen skal justeres slik at den stemmer overens med analyseresultatene, ved at klassene/trinnene som omfatter mer variasjon i artssammensetning i minst én hovedtypespesifikk inndeling enn definisjonen av basisklasse/basistrinn tillater deles videre opp, mens klasser/trinn som ikke i noen hovedtypespesifikk inndeling omfatter så mye variasjon som definisjonen foreskriver, slås sammen. Situasjoner med en gradientlengde som er like over eller helt lik et heltallig antall ØAE, som ellers ville kreve oppdeling i standardtrinn veldig nær 1 ØAE og fordre redefinering av innarbeidete begreper, er unngått ved å akseptere standardtrinn med utstrekning ned til 0,75 ØAE (jf. definisjonen av standardtrinn). Følgende utfyllende kriterier skal gjelde ved datasettspesifikk klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler (jf. Fig. B2–5):

4. For å deles opp i to eller flere datasettspesifikke trinn, må en lokal kompleks miljøvariabel ha en gradientlengde som overskrider 2 ØAE. Da og bare da er det mulig å foreta en trinndeling som resulterer i en økologisk avstand mellom tyngdepunkt for hvert trinn som er *minst* 1 ØAE.
5. En kategori skal bare skilles ut som egen klasse innenfor en kompleks miljøfaktor dersom dens tyngdepunkt har en artssammensetning som er betydelig forskjellig fra tyngdepunktene for alle andre klasser innenfor den komplekse miljøfaktoren. Kategorier som ikke tilfredsstiller denne betingelsen skal slås sammen med kategorien som har den mest like artssammensetningen. Dette er i overensstemmelse med nedregrensa for utstrekning av en standardklasse på 1 ØAE.
6. Et fullstendig, kontinuerlig artsuttynningsintervall langs en lokal kompleks miljøgradient, det vil si et intervall langs en LKM der det finner sted en gradvis uttynning av artsinventaret, fra optimum for den arten som har størst toleranse overfor den aktuelle komplekse miljøvariabelen til ingen arter lenger kan opprettholde permanente populasjoner, anses å omfatte ca. 2,4 ØAE. I løpet av disse ca. 2,4 ØAE langs miljøvariabelen kommer ingen nye arter til, og artssammensetningen endrer seg ved gradvis bortfall av arter etter hvert som artene når sin toleransegrense overfor den aktuelle stress- eller forstyrrelsesfaktoren. Naturtyper i artsuttynningsintervallet vil

kjennetegnes av negative kriterier (bortfall av arter). Ved standardisert trinndeling av en kompleks miljøvariabel som på denne måten ender i fullstendig artsuttynning (typisk på grunn av disruptivt miljøstress eller disruptiv forstyrrelse) skal følgende pragmatiske løsning benyttes dersom det ikke foreligger sterke argumenter for noe annet: ett trinn skal opprettes for natur uten permanente populasjoner; optimum for den mest tolerante arten skal plasseres sentralt i trinn 3 fra enden av artsuttynningsintervallet, og trinn 2 fra enden av artsuttynningsintervallet skal avgrenses mot trinn 3 fra enden der artssammensetningen viser svært sterkt uttynning (typisk, hvor det ikke lenger finnes en artssammensetning som er predikerbar og/eller stabil over tid). Dette harmoniserer med tradisjonell oppdeling av snøleier i grussnøleier uten stabil vegetasjon (endetrinn), ekstreme snøleier uten karplanter (mosesnøleier; trinn 2 fra enden) og seine snøleier (trinn 3 fra enden) der moseartene som dominerer i ekstreme snøleier antas å ha sitt optimum.

7. Ved diskontinuerlig artsuttynning, det vi si artsuttynning som skjer brått som følge av destabiliserende forstyrrelse (vindpåvirkning, isskuring) eller når en grenseverdi eller et grenseområde for påvirkningsintensitet overskrides slik at resultatet blir natur uten permanent artsinventar (f.eks. eroderte områder i sanddynemark), skal ett og bare ett endetrinn for artsuttynningssituasjonen skilles ut langs den aktuelle LKM. Variasjonen langs det området langs den aktuelle LKM der variabelen har en mindre drastisk effekt på artssammensetningen, skal trinndeles i henhold til grunnreglene.
8. Fåartssamfunn skal behandles som variasjon i artsuttynningsintervaller. Der samfunn dominert av enkeltarter eller få-artgrupper avløser hverandre langs en LKM skal hvert av disse oppfattes som om de utgjorde en klasse innenfor en lokal kompleks miljøfaktor.
9. Langvarige suksesjoner (LA), som i tidlige faser preges av svært stor grad av tilfeldighet i artssammensetningen (det vil si at det i liten grad er forutsigbart på hvilket stadium i suksesjonen hver art kommer inn), omfatter en mindre økologisk avstand fra det nakne starttrinnet til etablert vegetasjon strukturert av miljøvariabler, enn beregnet for typiske artsuttynningsintervaller. Dette skyldes at artene i slike tilfeller ikke har artsspesifikke, distinkte responser på den komplekse miljøgradienten. slik at forskjellen i artssammensetning mellom fasene i suksesjonen først og fremst er forskjeller i total artsmengde, ikke systematiske forskjeller i mengde av hver enkelt art. I slike tilfeller skal ett og bare ett samletrinn for naken mark og pionérfase, og ett samletrinn for koloniserings- og etableringsfasen, skilles ut. Ytterligere sammenslåing av trinn kan være aktuelt i spesielle situasjoner som f.eks. på nakent berg der tidlige suksesjonsfaser preges av svært stor grad av stokastisitet (se kapittel B3j).

Disse kriteriene tar utgangspunkt i definisjonene av standardtrinn og standardklasse, men det er grunn til å anta at den øvre grensa på 1,5 ØAE mellom tyngdepunkt av naturtypekandidater (jf. definisjonene av standardklasse og standardtrinn) kan overskrides i enkelte, spesielle tilfeller (få-artssamfunn, artsuttynningssituasjoner, situasjoner med stor tilfeldig variasjon i artssammensetning). Dette vurderes likevel som en akseptabel pragmatisk løsning for å sikre hensiktsmessig håndtering av situasjoner der artssammensetningsulikhet er et mindre relevant mål på økologisk avstand.

For at to natursystemer skal ha vesentlig forskjellig artssammensetning, må tyngdepunktene for sammenliknbare klasser eller trinn innenfor hvert av de to systemene skilles av minst 2 ØAE langs (minst) en lokal kompleks hovedmiljøgradient eller hovedmiljøfaktor. En forskjell mellom tyngdepunkter på 2 ØAE langs en kompleks miljøvariabel innebærer at de to systemene er skilt av minst ett mellomliggende standardtrinn.

B2i Generalisering fra datasettspesifikk klasse- og trinninndeling til hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler

Datasettspesifikk klasse- og trinninndeling er steg 1 på vegen mot en standardisert, hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler (se kapittel B2e for overblikk). Steg 2 på denne vegen er hovedtypevis generalisering av resultatene av gjentatte tester av et framlegg til naturtypeinndeling (den karakteristiske klasse- eller trinnkombinasjon av antatt viktige lokale komplekse miljøvariabler). Hver slik test antas gjennomført ved analyse av et generalisert artslistedatasett, etter prinsipper beskrevet i kapittel B2h (se også Vedlegg 5). Generaliserte artslistedatasett fra samme hovedtype vil skille seg med hensyn til tre egenskaper:

1. Hvilke organismegrupper som blir adressert
2. Hvilket geografisk område som blir inkludert
3. Hvilken eller hvilke LKM som blir adressert, det vil si hvilken eller hvilke naturtypehypoteser som blir testet

Ved generalisering fra datasettspesifikke til hovedtypespesifikke klasse- og trinninndelinger (steg 2) adresseres i utgangspunktet hver LKM for seg. Dersom flere organismegrupper skal tas i betraktning ved typeinndeling av en hovedtype (vekt for organismegrupper ved typeinndeling på natursystem-nivået er gitt i Tabell B1–2), vurderes først for artslister for ulike artsgrupper innen hvert geografisk område hvorvidt de datasettspesifikke klasse- og trinninndelingene er sammenfallende. Er de ikke det, beregnes nye avstander mellom naturtypekandidatene (kandidatklassene og kandidattrinnene) langs hver LKM ved vekting av artsgruppene og en samlet gradientlengdeberegning og klasse- og trinndeling utføres som beskrevet i kapittel B2g og B2h. Dersom data for noen artsgrupper mangler og tilgjengelig kunnskap tilsier at de beregnede økologiske avstandene bør justeres, gjøres en slik justering (se kapittel B2g, punkt 4). Dersom det foreligger data fra ulike geografiske områder, vurderes hvorvidt klasse- og trinninndelingene for hvert område er sammenfallende. Dersom de ikke er det, skal resultatene fra det området der variasjonen i artssammensetning (gradientlengden) langs hver aktuelle LKM er størst legges til grunn for den hovedtypespesifikke inndelingen.

Steg 3, generalisering av hovedtypespesifikke inndelinger til én (standard) inndeling i basisklasser og basistrinn som skal ha gyldighet over hele spekteret av naturvariasjon der den aktuelle lokale komplekse miljøvariabelen er aktuell for bruk til inndeling i naturtyper, tar utgangspunkt i en sammenlikning av hovedtypespesifikke inndelinger for hver LKM. Slik sammenlikning er mulig i praksis fordi hver enkelt datasettspesifikk (og dermed også hovedtypespesifikk) naturinndelingshypotese tar utgangspunkt i samme framlegg til klasse- og trinndeling av LKM (for NiN versjon 2 er dette Framlegg 3 til klasse- og trinndeling av LKM og inndeling i hoved- og grunntyper, se NiNnot124e3, som i sin tur tar utgangspunkt i Framlegg 1, se NiNnot120e4). Basisklasse- og basistrinninndelingen i steg 3 bygger på et grunnleggende prinsipp som springer direkte ut av definisjonene av basisklasse og basistrinn, at et basistrinn skal omfatte det 'minste intervallet, med utstrekning 0,5–1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient (0,5–1,5 ØAE for basisklasser innenfor en kompleks miljøfaktor), målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst ...'.

Basisklasse- og basistrinninndelingen skal fylle to hovedformål:

1. å være minstenheter for inndeling av komplekse miljøvariabler, som er hensiktsmessige for å settes sammen til hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger og danne grunnlag for grunntypeinndeling av hovedtypene; og
2. å være grunnlag for et begrepsapparat som skal brukes til å beskrive variasjonen langs komplekse miljøvariabler på tvers av hovedtyper og hovedtypegrupper.

Hovedformålet som uttrykkes i punkt 2 følger egentlig direkte av hva typeinndelingen på natursystem-nivået i NiN versjon 2 skal være – en modell for variasjon i artssammensetning som funksjon av variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler – og som bare kan oppnås dersom basisklassene og basistrinnene blir definert på grunnlag av allmenne observerbare egenskaper ved hver enkelt lokale komplekse miljøvariabel og *ikke* ved bruk av artssammensetningen (som er en hovedtypespesifikk egenskap).

Inndelingen av komplekse miljøvariabler i basisklasser og basistrinn skal ifølge punkt 1 gjøres på en slik måte at disse minstenhetene kan settes sammen til hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger i steg 4 i alle hovedtyper der hver miljøvariabel er aktuell for grunntypeinndeling (som hLKM eller tLKM) eller for beskrivelse av variasjon (som uLKM). Inndelingen skal, ifølge punkt 2, også være grunnlag for et begrepsapparat som skal brukes til å beskrive variasjonen langs komplekse miljøvariabler på tvers av hovedtyper og hovedtypegrupper. Med **allment observerbar egenskap** menes ‘enkeltmiljøvariabel som inngår i en kompleks miljøvariabel og som kan måles/observeres på samme eller tilsvarende måte i ulike natursystemer’. I praksis er allment observerbare egenskaper fysisk/kjemiske egenskaper som f.eks. pH i jord, saltholdigheten i det vannet jorda er i kontakt med og konsentrasjonen av oppløst organisk materiale (TOC) i vann. Disse tre fysisk/kjemiske egenskapene allment observerbare egenskaper ved henholdsvis LKMg kalkinnhold (KA), marin salinitet (SA) og humusinnhold (HU). I steg 4 brukes så kunnskapen om hvordan artssammensetningen endrer seg langs hver komplekse miljøvariabel i hver enkelt hovedtype til å kombinere basisklasser og basistrinn til hovedtypetilpassete (standard) klasser og trinn. Den hovedtypetilpassete standardinndelingen gjør det mulig å karakterisere klasser og trinn langs komplekse miljøvariabler ved bruk av diagnostiske arter (skillearter, mengdearter etc.; se kapittel B2j for definisjon av begreper som brukes for ulike kategorier av diagnostiske arter i NiN versjon 2.0) som i sin tur, sammen med eller istedenfor de kjemisk/fysisk observerbare egenskapene (som ofte er umulig å tallfeste i felt), kan brukes som praktiske kriterier ved identifisering av naturtyper, f.eks. ved naturkartlegging etter NiN.

Bruken av allment observerbare egenskaper til å karakterisere basisklasser og basistrinn er i prinsippet greit, men i praksis ofte langt mindre greit. For en del komplekse miljøvariabler lar variasjonen seg ikke karakterisere ved hjelp av allmenne egenskaper. Årsaker til dette kan være:

1. At intensiteten av den påvirkningen miljøvariabelen representerer ikke lar seg beskrive ved hjelp av de samme, allment observerbare egenskapene i ulike natursystemer. Dette kan skyldes iboende egenskaper ved variabelen, som at mekanismene for dens virkemåte er ulike i ulike systemer. Ett eksempel på dette er vindutsatthet (VI); betingelsene for at vinden skal føre til deflasjon i sanddynemark er helt andre enn betingelsene for at vinden skal føre til deflasjon i en rabbe på fjellet (fordi kreftene som skal til for å erodere sand er mye mindre enn kreftene som skal til for å erodere grovere substrater). Dessuten er det grunn til å anta at de kritiske fasene i vindens effekt på artssammensetningen er perioder eller episoder der påvirkningen er ekstrem

- (ekstremverdiregulering). Ekstremløsteggenheter er oftest svært vanskelig både å observere (forutsetter tilstedeværelse på rett sted til rett tid) og kvantifisere.
2. Mangel på kunnskap om sammenhenger mellom allment observerbare egenskaper ved miljøvariabelen og variasjon i artssammensetning i ulike natursystemer. Dette er tilfeller der er det (kanskje), i prinsippet, er mulig å karakterisere klasser og trinn ved bruk av fysisk/kjemiske eller andre observerbare egenskaper, men der kunnskapen som er nødvendig for å gjøre dette mangler. Eksempler er erosjonsutsatthet (ER), sedimentasjonsstørrelse (SE) og rasutsatthet (RU). Rasutsatthet (RU) belyser utfordringene knyttet til karakterisering av trinn langs komplekse miljøvariabler. Parallellen til rasutsatthet (RU) i NiN versjon 1, 'Ras- og skredhyppighet: snørashyppighet (RS-A)' ble forsøksvis delt inn i fem trinn, A1 'ikke snørasutsatt', A2 'sjelden og uforutsigbar [forekomst av snøras]', A3 'lav og forutsigbar [forekomst av snøras]', A4 'høy og forutsigbar [forekomst av snøras]' og A5 'årviss [forekomst av snøras]'. Ved inndeling av hovedtypen 'åpen ur og snørasmark (T17)' ble det gjort antakelser om sammenhenger mellom snørasfrekvens og -forutsigbarhet (jf. trinndefinisjonene) og artssammensetning (jf. beskrivelsene av vegetasjon typisk for de ulike trinnene) som i ettertid har vist seg ikke å holde stikk; steder med årvisse småras kan godt være tresatt. *Effekten* av gjentatte snøras på artssammensetningen er ikke bare en funksjon av rasfrekvensen, men av den totale *intensiteten* av snørasenes forstyrrelseseffekt (se kapittel B3b for definisjon og drøfting av begrepet forstyrrelsesintensitet). Kunnskapen om sammenhenger mellom egenskaper ved snøras og artssammensetningen var altså for dårlig til at karakterisering ved hjelp av fysiske egenskaper (snørashyppighet) lot seg gjøre. Det er mulig at rasutsatthet ikke lar seg karakterisere på tvers av natursystemer ved hjelp av allment observerbare egenskaper og derfor faller inn under punkt 1 over, men det er også mulig at mer kunnskap vil gjøre oss i stand til å komme fram til en slik allmenn karakterisering.
 3. At 'miljøvariabelen' faktisk ikke representerer variasjon i fysisk/kjemisk observerbare egenskaper men, som f.eks. langsom primær suksesjon (LA), gir uttrykk for variasjon over tid som finner sted på svært ulike (og ofte vanskelig bestembare) tidsskalaer i ulike systemer.

I disse tilfellene, hvor det (i hvert fall ikke på det nåværende tidspunkt) er praktisk mulig å bruke allmenne egenskaper til å karakterisere basisklasser og basistrinn, er bruken av egenskaper ved artssammensetningen siste utveg. De aller fleste slike tilfeller er knyttet til komplekse miljøgradienter som uttrykker en miljøstress- eller forstyrrelsespåvirkning som ved høy intensitet ender i artsuttynning med disrupsjon som øvre endetrinn. Med **disrupsjon** menes 'situasjon der en påvirkning har så høy intensitet (kombinasjon av sterk forstyrrelsesgrad og høy forstyrrelsesfrekvens) at etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer forhindres' (se kapittel B3c). Basistrinn langs komplekse miljøvariabler som ender i artsuttynningssituasjoner (se kapittel B2d punkt 5) er behandlet på samme prinsipielle måte for alle komplekse miljøgradienter:

1. Ideelle artsuttynningsintervaller som ender i disrupsjon deles i fire basistrinn; **nedre endetrinn for et artsuttynningsintervall**, det vil si 'basistrinn med tyngdepunkt ved starten av et artsuttynningsintervall, det vil si punktet langs en kompleks miljøgradient der arten som er mest tolerant overfor den aktuelle påvirkningen har sitt optimum og utenfor hvilket ingen nye flerårige arter som opprettholder stabile populasjoner opptrer, samtidig som arter som forekommer ved punktet gradvis avtar i mengde inntil de når sin toleransegrense', ett disruptivt endetrinn som omfatter den disruptive miljøstress- eller forstyrrelsessituasjonen, og to mellomliggende trinn ('svakt preg' og

‘klart preg’; grensa mellom disse trekkes der artsrikdommen er om lag 1/3 av artsrikdommen i nedre endetrinn, jf. kapittel B2d punkt 5).

2. Dersom det er grunn til å anta at **nulltrinnet**, det vil si ‘**referansesituasjonen for beskrivelse av variasjon langs en kompleks miljøgradient som uttrykker en påvirkning som varierer i intensitet; omfatter intervallet av intensiteter der påvirkningen ikke har observerbar effekt på artssammensetningen i noe natursystem**’, ikke representerer endepunktet for artsuttynningsintervallet, men at det finnes arter med optimum et sted mellom nulltrinnet og nedre endetrinn for artsuttynningsintervallet og tilstrekkelig stor artsutskifting mellom disse to referansetrinnene, skal et antall basistrinn legges inn mellom nulltrinnet og nedre endetrinn. Rettesnoren for å bestemme antall slike mellomtrinn er at det i den hovedtypen der variasjonen i artssammensetning langs den aktuelle LKM er størst, skal være et antall mellomtrinn lik

$$v_b = \text{floor}(1,33 \cdot x_e - 1),$$

der x_e er den økologiske avstanden mellom tyngdepunktene for henholdsvis nulltrinnet og nedre endetrinn for artsuttynningsintervallet. Funksjonen *floor* runder et tall ned til nærmeste hele tall. Konstanten 1,33 gjør at det første mellomtrinnet settes inn når $x_e > 1,5$ ØAE, at hvert basistrinn får en utstrekning på minst 0,75 ØAE langs gradienten, og at nye mellomtrinn settes inn hver gang x_e øker med 0,75 ØAE.

3. Samme resonnement som i punkt 2 benyttes til å beregne antall trinn langs suksesjonsgradienter.

Prinsippene i punkt 1–3 gjør endepunktet for et artsuttynningsintervall til et felles referansepunkt ved trinndeling av komplekse miljøgradienter som ikke lar seg dele inn i basistrinn ved bruk av allmenne egenskaper. De sikrer også at det er en slags allmenne egenskaper ved artssammensetningen som benyttes ved trinndelingen. På sikt er det et mål for arbeidet med NiN at så få komplekse miljøvariabler som mulig skal deles inn i basisklasser og basistrinn på grunnlag av egenskaper ved artssammensetningen.

Standardiserte betegnelser benyttes for basisklassene innenfor LKMf og basistrinnene innenfor LKMg. For alle komplekse miljøvariabler som representerer en påvirkning som varierer i intensitet (alle miljøvariabler, en del miljøfaktorer), er et nulltrinn (ingen påvirkning) definert. Dette nulltrinnet kan samtidig være et **normaltrinn**, det vil si ‘**trinn langs gradient som omfatter minst 3/4 av arealet der gradienten er relevant for naturbeskrivelse**’, i motsetning til **spesialtrinn**, ‘**øvrigt trinn langs en gradient der ett trinn er et normaltrinn**’. Begrepene **normalklasse** og **spesialklasse** defineres tilsvarende. For LKMg uten en ‘naturlig nullpunkt’ brukes betegnelsen nedre endetrinn. I den motsatte enden av en kompleks miljøgradient befinner det seg et øvre endetrinn, som i noen tilfeller representerer et absolutt, naturlig endepunkt for variasjon langs miljøgradienten. Det typiske eksemplet er en disrupsjonssituasjon, det vil si en situasjon der miljøstress og/eller forstyrrelse forekommer med høy nok intensitet til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer. Utenfor et slikt endetrinn er det ikke økologisk relevant å definere ytterligere trinn. I andre tilfeller representerer øvre endetrinn en situasjon som ikke er ekstrem i den forstand at den har stor, negativ effekt på artstettheten, men hvor påvirkningen på artssammensetningen skifter fra en mekanisme til en annen grunnleggende forskjellig mekanisme. For at variasjonen i slike situasjoner skal bli beskrevet på en fyllestgjørende måte, må det gjøres et skifte til en annen kompleks miljøvariabel. Et eksempel på dette er saltanriking av mark i fjærebeltet (SF) som overtar for marin salinitet (SA) når variasjonen fra normalsalt mark til saltpanner i fjærebeltet skal beskrives. Normalsalt mark

fungerer da som overgangstrinn mellom de to komplekse miljøvariablene; som endetrinn for SA og nulltrinn for SF.

Basistrinn og basisklasser er som representerer nulltrinn er betegnet 0, naturlige endetrinn er betegnet α , endetrinn av overgangstypen er betegnet +, mens alle mellomtrinn og ikke-naturlige endetrinn er betegnet fortløpende a, b, c etc. Hver LKM har en tobokstav-kode og basisklasser/trinn blir angitt f.eks. VT·a og KA·c.

Steg 4, hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av LKM, foretas ved å aggregere basisklasser og basistrinn til enheter som gjenspeiler variasjonen i artssammensetning innenfor hovedtypen slik den framgår av den hovedtypespesifikke klasse- og trinninndelingen (steg 2), og som også er i samsvar med definisjonene av standardklasser og standardtrinn. I praksis gjøres dette ved å 'oversette' begrepene for basisklasser og basistrinn til (standard) hovedtypetilpassete klasser og trinn som blir betegnet henholdsvis A, B, C etc. og 1, 2, 3 etc. Hovedtypetilpassete klasser/trinn blir angitt f.eks. VT·A og KA·2.

Trinn og klasser i naturtypeinndelingshypoteser (f.eks. i NiN[2] artikkel 2) angis som hovedtypetilpassete klasser og trinn, med tegnet # foran, mens datasettspesifikke og hovedtypespesifikke trinn og klasser angis med vanlige parenteser og klammeparenteser, henholdsvis f.eks. VT(A) og KA(2), og VT[A] og KA[2].

Enkelte lokale komplekse miljøvariabler, som f.eks. hevdintensitet (HI), beskriver en stor variasjonsbredde på tvers av hovedtyper. F.eks. blir HI delt i 10 basistrinn. HI deles dessuten i hovedtypetilpassete trinn på samme vis som andre LKM. For HI finnes en godt innarbeidet 'populærtrinninndeling' av HI i 8 trinn, der to av trinnene omfatter to basistrinn. Med begrepet **bakgrunnstrinninndeling** menes en '[trinninndeling av komplekse miljøvariabler som forenkler basistrinninndelingen og som ikke tilfredsstiller definisjonene av datasettspesifikke, hovedtypespesifikke eller hovedtypetilpassete trinninndelinger](#)'. Slike trinninndelinger blir forsøkt unngått, men er likevel benyttet for hevdintensitet (HI) og i enkelte andre tilfeller der det er hensiktsmessig. Trinnene i bakgrunnstrinninndelinger blir betegnet med romertall, I – VIII.

Generaliserte artslistedata, som er grunnlaget for å gjennomføre en data- og analysebasert prosedyre fram til identifisering av allmenngyldige basisklasser og basistrinn langs viktige LKM (steg 3) og, i neste omgang, hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av disse LKM, vil i lang tid bare finnes for et begrenset utvalg kombinasjoner av naturtypekandidater, lokale komplekse miljøvariabler, artsgrupper og geografiske områder. Når relevante data mangler, kan ikke stegene 1 og 2 gjennomføres som foreskrevet ved analyse av data og evaluering av forhåndsspesifiserte kriterier. I stedet gjennomføres steg 3 som en ekspertvurdering av hvilke natursystem-hovedtyper og hvilke geografiske områder man finner størst variasjon langs hvert intervall (innen hver kandidatklasse eller -trinn) langs hver LKM. Den tentative basisklasse- og basistrinninndeling som blir resultatet av en slik ekspertvurdering nyttes ved hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling i steg 4, som også om nødvendig gjennomføres som en ekspertvurdering.

B2j Begrepsapparat for diagnostiske arter

Følgende definisjoner benyttes i NiN versjon 2.0 (i artikler, kartleggingsveileder og dokumentasjon av typer og kartleggingsenheter) for å beskrive arters tilknytning til naturtyper:

- **diagnostisk art** = '[samlebegrep som omfatter mengdeart, vanlig art, tyngdepunktart og skilleart](#)'

- **mengdeart** = ‘art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/8 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: Begrepet ‘mengdeart’ er innarbeidet i all dokumentasjon for NiN versjon 2 (artikler, teori og praksis knyttet til generaliserte artslistedata). I forbindelse med generaliserte artslistedata presiseres ‘utvalget av enkeltobservasjonsenheter’ til å være et representativt utvalg 100 m²-ruter i det aktuelle området artslistedatasettet skal dekke (se kapittel B2c, punktene 6 og 7). Når mengdeartsbegrepet benyttes i beskrivelser av typer, kartleggingsenheter etc. (i vedlegg til kartleggingsveilederen), som skal være gyldig for den aktuelle typen i hele NiN-området (dersom ikke noe annet er sagt vil dette si hele Norge) eller andre geografiske områder, anvendes samme presisering som ved bruk i generaliserte artslister, men tilpasset det aktuelle geografiske området. Arter som bare finnes innenfor en begrenset del av dette området, anses som en mengdeart når den tilfredsstiller 1/8-kriteriet innenfor et representativt utvalg observasjonsenheter innenfor artens utbredelsesområde.

Som en underkategori av mengdeart, defineres:

- **dominerende mengdeart** = ‘art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/4 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: En dominerende mengdeart er altså også en mengdeart. Begrepet er nyttig når arter som i særlig grad karakteriserer typer, f.eks. fysiognomisk, skal angis (f.eks. gran som dominerende treslag i blåbærskog).

For å angis som dominerende mengdeart i NiN-dokumentasjonen, må arter ha en forekomstfrekvens på 4/5 i det totale området der naturtypen forekommer (eller det området som adresseres).

- **vanlig art** = ‘art med frekvens større enn 1/8 i et utvalg enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: Begrepet ‘vanlig art’ er valgt fordi det er det enkleste og mest intuitive begrepet som kan tenkes for ‘frekvent art’. For at en art skal være ‘vanlig’, må den tilfredsstille dette kravet om frekvens > 1/8 i hele naturtypens utbredelsesområde, ikke bare innenfor artens utbredelsesområde. Frekvenskravet svarer til mengdeverdi 3 eller høyere på NiN-mengdeskalaen (Tabell B2–1).

Som en underkategori av mengdeart, defineres:

- **konstant art** – ‘art med frekvens større enn 4/5 i et utvalg enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: Dette er en klassisk definisjon som er brukt i vegetasjonsøkologi (se kapittel B2d, punkt 6), og som er benyttet til å definere topptrinnet på 6-trinnskalaen for standardisert artsmengde (se Tabell B2–1).

- **tyngdepunktart** – ‘art med høyere frekvens og dekning i en aktuell naturtype (hovedtype eller grunntype) enn i et sammenliknbart utvalg typer (f.eks. andre hovedtyper som tilhører samme hovedtypegruppe eller andre grunntyper som tilhører samme hovedtype)’

Kommentar: Begrepet ‘tyngdepunktart’ er gjenbrukt fra Fremstad (1997), men med en annen betydning enn hos Fremstad. Det er gjort fordi begrepet gir en presis karakteristikk av denne artens relasjon til en type – punktet i det økologiske rommet der arten har sitt tyngdepunkt. Begrepet ‘tyngdepunktart’ er foretrukket framfor det alternative begrepet ‘optimalart’. Merk at en tyngdepunktart normalt forekommer i andre naturtyper eller grupper av naturtyper enn der den har sitt tyngdepunkt. Det er mulig å ordne arter langs en gradient fra indifferente arter via tyngdepunktarter med økende grad av tilknytning til en naturtype eller gruppe av naturtyper, til en kjennetegnende art. Begrepet ‘trofasthet’ kan om nødvendig benyttes

for å beskrive arters grad av tilknytning til en naturtype, som en oversettelse av det engelske begrepet *fidelity* (jf. Westhoff & van der Maarel 1978).

Som underkategorier av tyngdepunktart, defineres:

- **kjennetegnende tyngdepunktart** – ‘*tyngdepunktart som utelukkende eller nesten utelukkende forekommer i en naturtype eller gruppe av naturtyper på et eller annet generaliseringsnivå (hovedtypegruppe, hovedtype eller grunntype)*’
 Kommentar: Begrepet ‘karakterart’, som er et sentralt begrep i klassisk plantesosiologi etter mellomeuropeisk tradisjon (Braun-Blanquet-skolen), blir ikke benyttet i NiN fordi det har en sterkt innarbeidet, spesifikk betydning (se f.eks. Westhoff & van der Maarel 1978, R. Økland 1990).
- **gradient-tyngdepunktart** – ‘*art med høyere frekvens og dekning på et gitt trinn langs en lokal kompleks miljøgradient (LKMg) enn på ethvert annet trinn langs den samme LKMg (gitt at variasjonen langs alle andre lokale komplekse miljøvariabler holdes konstant)*’
- **skilleart** = ‘*art med høyere frekvens og/eller dekning i én av to eller flere naturtyper som sammenliknes*’
 Skillearter kan fordeles på tre ulike kategorier:
 - **absolutt skilleart** = ‘*art som normalt bare forekommer i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes*’
 - **sterk relativ skilleart** = ‘*art med så mye høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes (men som forekommer i begge/alle) at forskjellen utgjør 2 eller flere trinn på den standard 6-trinnsskalaen for angivelse av artsmengder i NiN*’ (se Tabell B2–1)
 - **svak relativ skilleart** = ‘*art med litt høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes (men som forekommer i begge/alle); forskjellen utgjør ett trinn på den standard 6-trinnsskalaen for angivelse av artsmengder i NiN*’ (se Tabell B2–1)

Tabell B2–1. De to skalaene for angivelse av artsmengde i generaliserte artslister som benyttes ved standardisert trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler i NiN versjon 2. Artsmengder angis som en kombinasjon av konstans (forekomst-frekvens i et utvalg observasjonsenheter) og middeldekning/midlere biomasseandel i et stort utvalg tenkte observasjonsenheter med standard utstrekning (100 m²-flater i natursystem-typer for mark/bunn; 1 000 000 m³-volumer i frie vannmasser og 10 000 m²-flater i snø- og issystemer), på en trinndelt skala. Angivelse på 6-trinnskalaen resulterer i standard generaliserte artslistedata, angivelse på 2-trinnskalaen resulterer i forenklete generaliserte artslistedata. I forbindelse med generaliserte artslistedata brukes begrepet mengdeart (M) om 'arter med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel i et utvalg av tenkte observasjonsenheter som er større enn 1/8' (begrepet er bare aktuelt for i 2-dimensjonale observasjonsenheter).

6-trinns-skala	2-trinns-skala	Konstans
0	0	0
1	0	< 1/32 (0,03125)
2	1	1/32 – 1/8 (–0,125)
3	1	1/8 – 3/8 (–0,375)
4	1	3/8 – 4/5 (–0,8)
5	2	3/8 – 4/5 (–0,8) og M; eller > 4/5
6	2	> 4/5 og M

Tabell B2–2. Minsteverdier for økologisk avstand mellom endetrinnskandidater (x_e) langs en LKMg delt i n kandidattrinn som utløser inndeling i v datasettspesifikke trinn (se teksten i kapittel B2h for forklaring). Verdier for x_e for celler på grå bunn forutsetter at den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnskandidatene og deres nabotrinn er lik den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom alle nabotrinn langs gradienten. \times angir at datasettet ikke gir grunnlag for pålitelig beregning av x_e .

		Antall kandidattrinn n som LKMg er delt inn i						
		2	3	4	5	6	7	8
Antall datasettspesifikke trinn v	2	1,20	1,50	1,64	1,71	\times	\times	\times
	3	1,80	2,25	2,45	2,57	2,65	\times	\times
	4	\times	3,00	3,27	3,43	3,53	3,60	\times
	5	\times	3,75	4,09	4,29	4,41	4,50	4,57
	6	\times	\times	4,91	5,14	5,29	5,40	5,48
	7	\times	\times	5,73	6,00	6,18	6,30	6,39
	8	\times	\times	\times	6,86	7,06	7,20	7,30

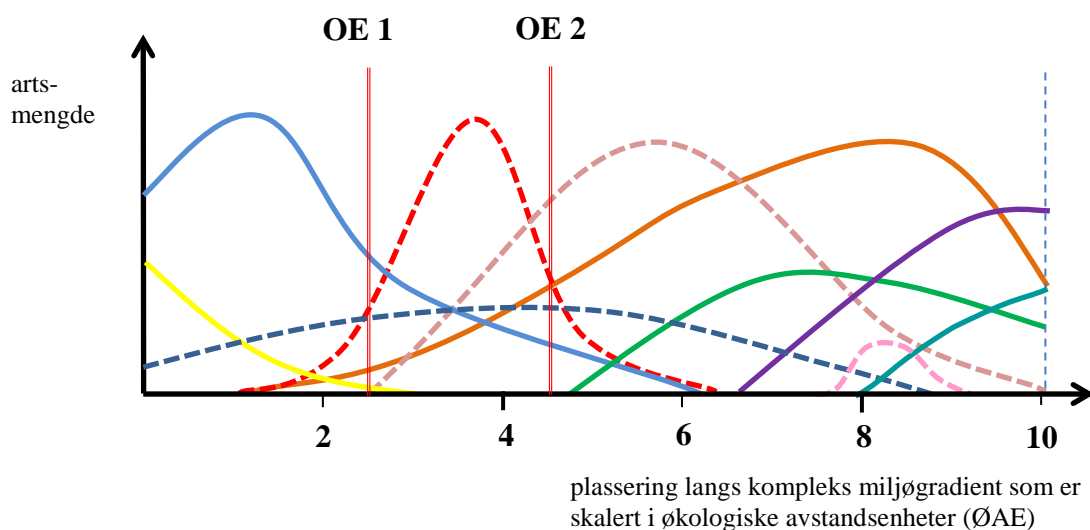


Fig. B2–1. Prinsippet med å definere økologisk avstand på grunnlag av artsulikhet. Figuren viser ett enkelt økologisk rom med bare én dimensjon (én kompleks miljøgradient) og ti arters mengdefordeling i dette rommet. Skalaen på y-aksen er en vilkårlig, relativ skala for artsmengde. Den komplekse miljøgradienten (x-aksen) er skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE) som er foreslått brukt i NiN versjon 2 (se teksten), det vil si at 1 ØAE tilsvarer den normale variasjonsbredden innenfor ett trinn eller en klasse langs en lokal kompleks miljøvariabel (og dermed innenfor en grunntype på natursystem-nivået) i NiN versjon 1. To observasjonssenheter (OE1 og OE2), som er skilt av en avstand på 2 ØAE, er vist som loddrette linjer. Når hvert trinn langs gradienten skal ha en gjennomsnittsbredde omkring 1 ØAE, vil OE1 og OE2 tilhøre grunntyper langs den aktuelle komplekse miljøgradienten som er skilt av én mellomliggende grunntype. Med en gradientlengde på litt over 10 ØAU, skal denne gradienten deles i 10 standardtrinn.

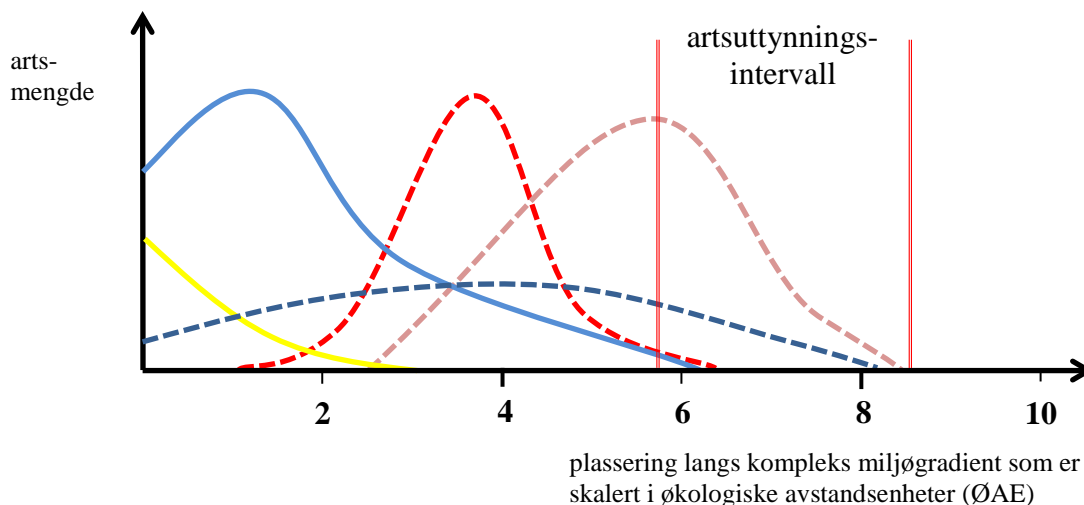


Fig. B2–2. Illustrasjon av en artsuttynningssituasjon, det vil si at det mot en gradient-ende finnes et artsuttynningsintervall; det vil si et punkt utenfor hvilket (det vil si mellom punktet og et gradientendepunkt) ingen arter øker i mengde, men gradvis når sin toleransegrense. Skalaen på y-aksen er en vilkårlig, relativ skala for artsmengde. Den komplekse miljøgradienten (x-aksen) er skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE) som er foreslått brukt i NiN versjon 2 (se Fig. B2–1 og teksten). Standard lengde av et artsuttynningsintervall settes til 2.4 ØAE fra optimum for den mest tolerante arten til gradientendepunktet (der ingen arter lenger forekommer stabilt).

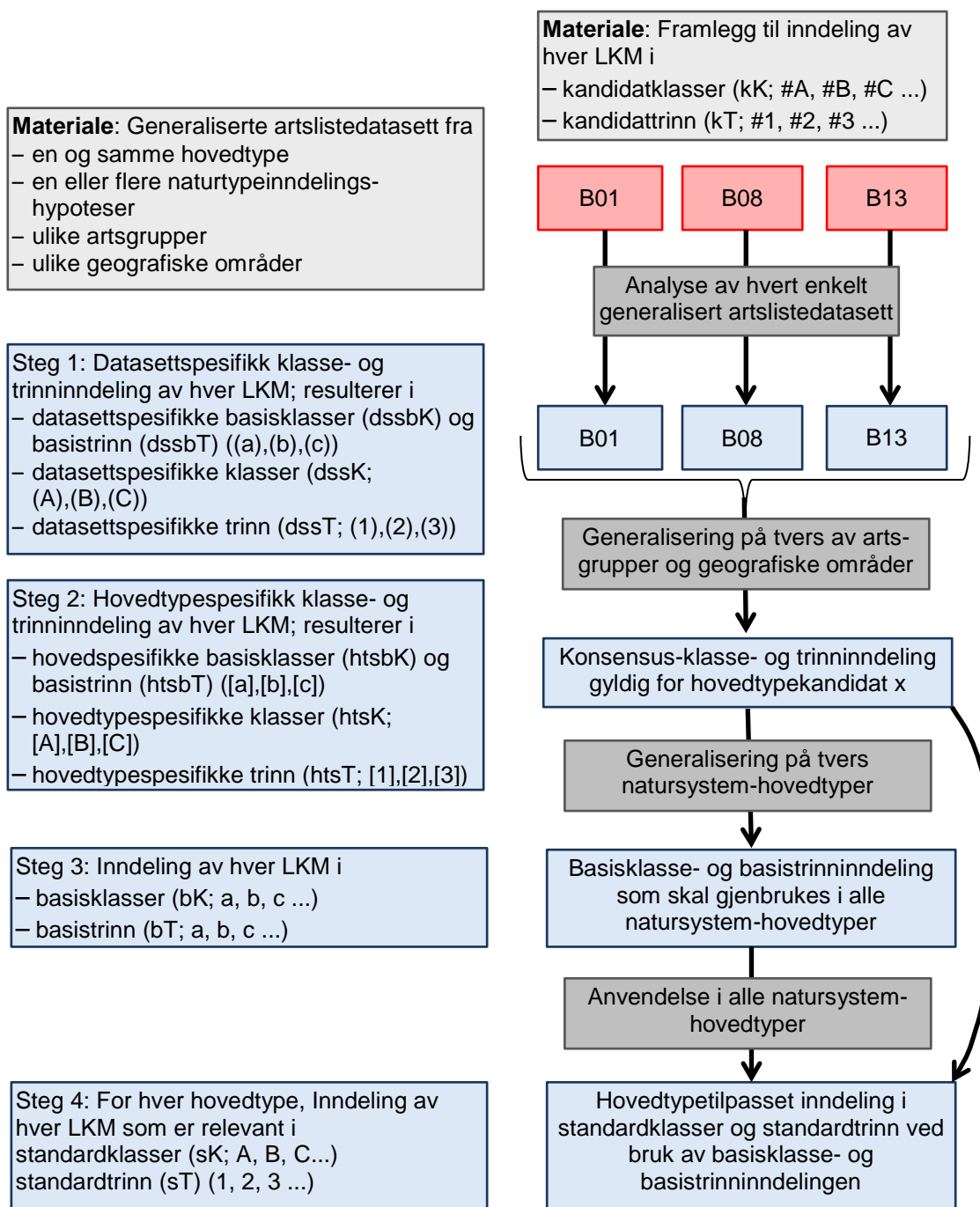
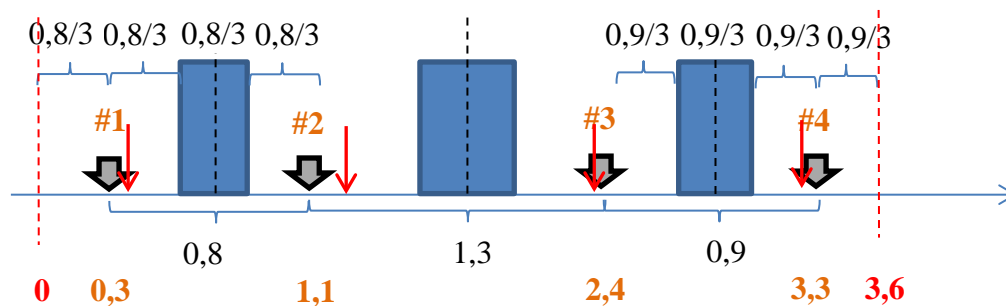


Fig. B2–3. Skjematisk oversikt over fire-stegsproseduren fra analyse av generaliserte artslistedata til hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler. Forkortelser av, og notasjon for, viktige begreper er også vist.



plassering langs kompleks miljøgradient som er skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE)

Fig. B2–4. Eksempel som illustrerer beregning av gradientlengde på grunnlag av estimerte økologiske avstander. Typiske utforminger av de fire naturtypekandidatene (#1, #2, #3 og #4, markert med oransje numre), som hver er representert med ei generalisert artsliste, plasserte seg langs den aktuelle komplekse miljøgradienten der pilene som peker ned mot tallinja viser. Parvise økologiske avstander ble beregnet ved bruk av PDgeo. Grenser mellom nabo-typekandidater, trukket midt mellom plasseringen av de typiske utformingene, er vist med tynne, brutte vertikale streker. Overgangsintervallet mellom nabo-naturtypekandidater, som har en utstrekning på $1/3$ av den økologiske avstanden mellom naturtypekandidatene – $1/6$ på hver side av grensa – defineres *ikke* å inngå i den ‘typiske utformingen’ av naturtypekandidaten (det vil si ikke å være ‘representativ for naturtypens miljøvariasjonsbredde’). Den typiske utformingen av endetrinnsnaturtypekandidatene plasseres midt i et intervall som ikke inneholder overgangsintervallet. Gradient-endepunktene plasserer seg dermed $0,8/3 \approx 0,3$ ØAE utenfor den typiske utformingen av #1 og $0,9/3 = 0,3$ ØAE utenfor den typiske utformingen av #4, og gradientlengden blir 3,6 ØAE. Plassering av gradientendepunkter og naturtypekandidatenes typiske utforminger langs en gradient etter reskalering til endepunkter 0 og 3.6 er vist med røde og oransje tall. Naturtypekandidatenes tyngdepunkt er angitt med røde piler.

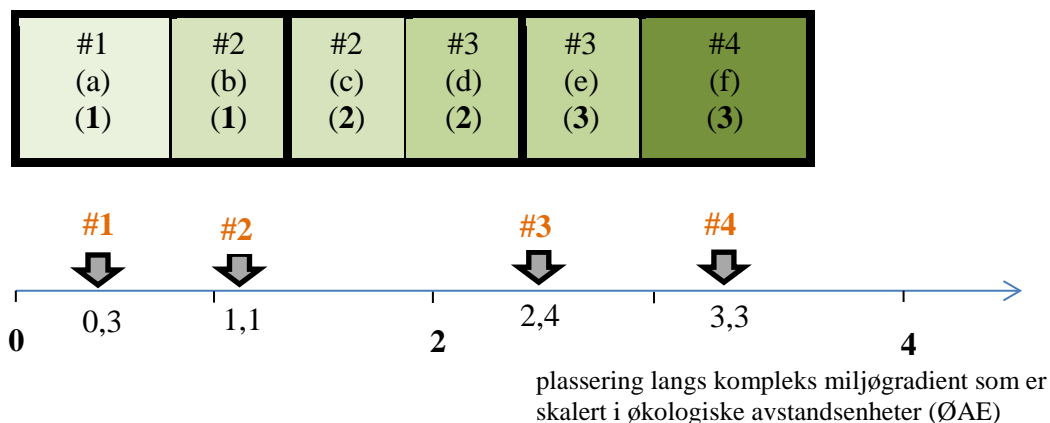


Fig. B2–5. Bruk av resultater av analyser av generaliserte artslistedata til datasettspesifikk trinndeling av en lokal kompleks miljøgradient (LKMg). Piler som peker ned mot tallinja viser de fire naturtypekandidatenes estimerte plassering langs den aktuelle LKMg (naturtypekandidatene er angitt med sine plasseringer langs LKM i henhold til naturtypehypotesen som #1, #2, #3 og #4, markert med oransje numre. Grenser mellom nabotypekandidater, trukket midt mellom deres plassering, er vist med tynne vertikale streker. Gradientendepunkter og gradientlengde er beregnet ved hjelp av metoden som er beskrevet i kapittel B2g og illustrert i Fig. B2–4.. Gradientlengdeestimatet for den aktuelle LKMg, målt i ØAE, er 3,6 ØAE. Oppdelingen av hvert av kandidattrinnene #2 og #3 (med bredde henholdsvis 1,05 og 1,1 ØAE) i to datasettspesifikke basistrinn er vist som boksene (b) og (c), og (d) og (e). Den datasettspesifikke inndelingen av denne LKM i tre trinn, (1), (2) og (3) ved sammenslåing av par av datasettspesifikke basistrinn er vist som bokser omgitt av tjukk linje.

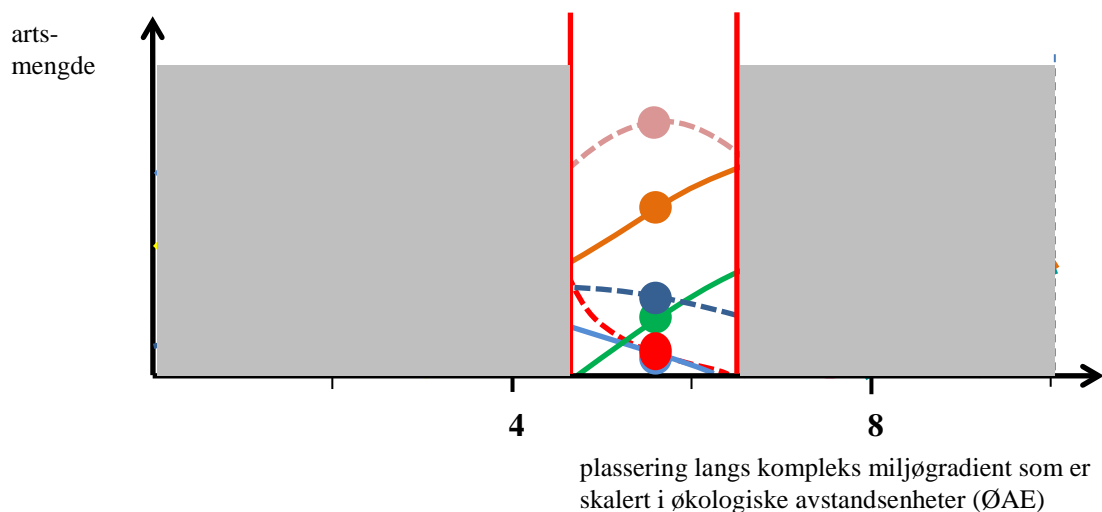
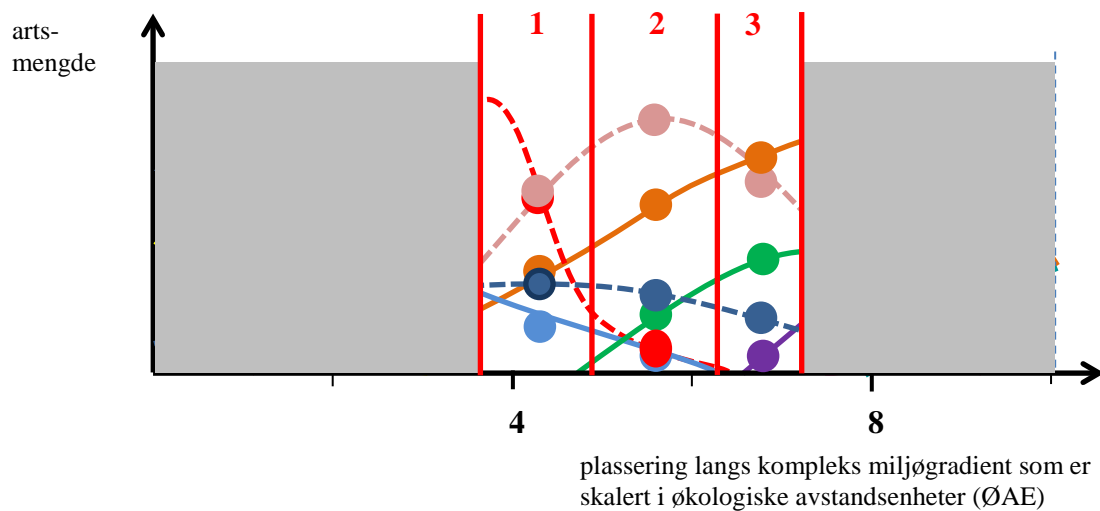


Fig. B2–6. Prinsipp for standardisert trinndeling av lokale kompleks miljøgradient uten behov for hovedtypespesifikk tilpasning. (A, øverst) Lokal kompleks miljøgradient med et omfang av variasjon i artssammensetning, f.eks. innen en hovedtype, på 3,4 ØAE og som derfor skal deles i tre standardtrinn 1–3. Standardtrinnene er skilt av røde vertikale linjer og nummerert med røde tall. Forventet mengde av hver art i typisk utforming for hvert trinn er angitt med prikk i samme farge som artenes responskurve. (B, nederst) Lokal kompleks miljøgradient med et omfang av variasjon i artssammensetning, f.eks. innen en hovedtype, på 1,8 ØAE og som derfor ikke skal trinndeles.