

TARTU ÜLIKOOL
GEOGRAAFIA INSTITUUT

EVELYN UUEMAA

**MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUVUS
LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST NING
INDIKATSIOONIVÄÄRTUS VALGLATEST TOITAINETE JA
ORGAANILISTE AINETE VÄLJAKANDES**

Magistritöö geoinformaatikas

Juhendajad: prof. Ülo Mander
dots. Jüri Roosaare

TARTU 2004

SISUKORD

SISSEJUHATUS	4
1. MAASTIKUINDEKSID	7
1.1 ERALDISTE TIHEDUS (<i>PATCH DENSITY</i>) PD.....	9
1.2 SERVATIHEDUS (<i>EDGE DENSITY</i>) ED.....	10
1.3 KESKMINE KUJU INDEKS (<i>MEAN SHAPE INDEX</i>) SHAPE_MN	10
1.4 KESKMINE EUKLEIDILINE LÄHIMA NAABRI KAUGUS (<i>MEAN EUCLIDEAN NEAREST NEIGHBOUR DISTANCE</i>) ENN_MN.....	11
1.5 KOONDUVUS (<i>CONTAGION</i>) CONTAG	11
1.6 ERITÜÜBILISTE ERALDISTE TIHEDUS (<i>PATCH RICHNESS DENSITY</i>) PRD.....	12
1.7 SHANNONI MITMEKESISUSE INDEKS (SHANNON'S DIVERSITY INDEX) SHDI	13
2. ANDMED JA METOODIKA	14
2.1 MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUVUS LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST.....	14
2.1.1 <i>Idealmaastikud</i>	14
2.1.2 <i>Reaalsed maastikud</i>	14
2.1.3 <i>Analüüs</i>	16
2.2 MAASTIKUINDEKSID AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA.....	17
2.2.1 <i>Uuritav ala</i>	17
2.2.2 <i>Andmed ja nende eeltöötlus</i>	18
2.2.2.1 Valglate piirid ja jõed.....	18
2.2.2.2 Maakasutus ja maakate	18
2.2.2.3 Toitainete väljakande andmed	19
2.2.3 <i>Analüüs</i>	22
3. TULEMUSED JA ARUTELU	23
3.1 MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUMINE LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST.....	23
3.1.1 <i>Idealmaastikud</i>	23
3.1.1.1 Eraldiste tihedus (PD).....	23
3.1.1.2 Servatihedus (ED).....	26
3.1.1.3 Keskmine kuju indeks (SHAPE_MN).....	29
3.1.1.4 Keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN).....	30
3.1.1.5 Koonduvus (CONTAG).....	33
3.1.1.6 Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)	34
3.1.1.7 Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)	36
3.1.2 <i>Reaalsed maastikud</i>	37
3.1.2.1 I tüüp	38
3.1.2.2 II tüüp.....	39
3.1.2.3 III tüüp	40
3.2 MAASTIKUINDEKSID AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA.....	42
3.2.1 <i>Ainete väljakande seos maakasutusega</i>	42
3.2.1.1 Ainete väljakande seos maakasutusega baaskaardi järgi	42
3.2.1.2 Ainete väljakande seos maakasutusega <i>CORINE</i> 'i maakatte kaardi järgi.....	42
3.2.2 <i>Ainete väljakande seosed maastikuindeksitega</i>	43
3.2.2.1 Ainete väljakande seosed baaskaardi maakasutuse järgi arvatud maastikuindeksitega.....	43
3.2.2.1.1 <i>Eraldiste tihedus (PD)</i>	44

3.2.2.1.2	<i>Servatihedus (ED)</i>	44
3.2.2.1.3	<i>Keskmine kuju indeks (SHAPE_MN)</i>	44
3.2.2.1.4	<i>Keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN)</i>	44
3.2.2.1.5	<i>Koonduvus (CONTAG)</i>	44
3.2.2.1.6	<i>Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)</i>	45
3.2.2.1.7	<i>Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)</i>	45
3.2.2.2	Ainete väljakande seosed <i>CORINE</i> 'i maakatte kaardi järgi arvatud maastikuindeksitega.....	45
3.2.2.2.1	<i>Eraldiste tihedus (PD)</i>	45
3.2.2.2.2	<i>Servatihedus (ED)</i>	46
3.2.2.2.3	<i>Keskmine kuju indeks (SHAPE_MN)</i>	49
3.2.2.2.4	<i>Keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN)</i>	52
3.2.2.2.5	<i>Koonduvus (CONTAG)</i>	53
3.2.2.2.6	<i>Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)</i>	54
3.2.2.2.7	<i>Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)</i>	54
4.	JÄRELDUSED	56
4.1	MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUMINE LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST.....	56
4.1.1	<i>Ideaalmaastikud</i>	56
4.1.2	<i>Reaalsed maastikud</i>	57
4.2	MAASTIKUINDEKSID AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA.....	58
	KOKKUVÕTE	62
	SUMMARY	65
	KASUTATUD KIRJANDUS	68
	LISAD	72
	PUBLIKATSIOON	94

SISSEJUHATUS

Fakt, et ruumianalüüsi tulemused sõltuvad andmete agregatsiooni meetoditest ja tsoneerimisest, on geograafidele juba ammu teada. Üldiselt tundakse seda muudetava ruumilise ühiku probleemi (*modifiable areal unit problem – MAUP*) nime all, mida esmakordselt mainisid S. Openshaw ja P. Taylor (1981). Seda teemat on maastikuökoloogias palju käsitletud (Turner and Gardner, 1990; Farina 1998, 2000; Turner *et al.* 2001; Jelinski and Wu, 1996; Wu and Qi, 2000; Hay *et al.*, 2001; Wu *et al.*, 2002).

MAUP seisneb kahes omavahel seotud probleemis: **skaala probleem** - ruumilise analüüsi tulemused võivad olla väga erinevad sõltuvalt skaalast (ruumiline lahusus, uurimisala ulatus); ning **tsoneerimise probleem** – ruumilise analüüsi tulemused varieeruvad erineva ruumilise konfiguratsiooni või tsoneerimise põhimõtte (klassifitseerimise) tõttu sama skaala juures. Kartograafiline mõõtkava hõlmab neid mõlemat (Wu *et al.*, 2002).

Maastikuökoloogia kontekstis koosneb *MAUP* kolmest omavahel seotud aspektist: kuidas piksli suurus, tsoneerimine ja uurimisala ulatus mõjutavad uurimise tulemusi ning kuidas leida nende optimaalsed väärtused igal konkreetsel juhul. Kuigi kõik need kolm aspekti on omavahel tihedalt seotud, on nende tähtsus iga uurimuse korral erinev. Kui uuritava nähtuse uurimiseks kasutatakse rastermudelit, siis omab kõige suuremat tähtsust piksli suurus (De Cola, 1994).

Maastikumustrite hindamiseks on välja töötatud palju erinevaid maastikuindekseid, mis on eriti vajalikud hindamaks seoseid maastikumustrite ja ökoloogiliste protsesside vahel (Griffith *et al.*, 2000). Sageli on ökoloogilisi protsesse vaja analüüsida erinevates mõõtkavades ja erineva ruumilise detailsusega. Parameetrid ja protsessid, mis on olulised ühes mõõtkavas, ei pruugi sugugi tähtsust omada teises (Turner *et al.*, 1989). Tihti on vajalik muuta andmete ruumilist lahutust ning seda tihti just vähendada. Näiteks erineva lahutusega andmekihi puhul piirab detailsust kõige väiksema lahtusvõimega kiht. Sellisel juhul on oluline teada, kui suur osa infost läheb kaduma. Kuna lahutuse muutmisel hakkavad väiksemad objektid ära kaduma ja andmed generaliseeruma, siis mõjutab piksli suurendamine ka maastikuindekseid.

Mitmed uurimused on näidanud, et maastiku struktuur on oluline faktor, mis mõjutab toitainete ja orgaaniliste ainete väljakannet valglatest (Young *et al.*, 1987; Arheimer and Brandt, 2000; McDowell *et al.*, 2001; Steegen *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2003; Davenport *et al.*, 2003; Haggard *et al.*, 2003; Suttles *et al.*, 2003; Buck *et al.*, 2004; Nair and Graetz, 2004; Wickham *et al.*, 2003; Stålnacke *et al.*, 1999). Kuna maastikuindeksite väärtus sõltub ruumilisest lahtusest (Wu *et al.*, 2002), siis avaldab see ka mõju maastikuindeksite ja ökoloogiliste protsesside vahelistele seostele. Selle mõju ulatuse teada saamiseks on vaja leida, kas maastikuindeksite sõltumine ruumilisest lahtusest on seaduspärane. Seaduspärasuste olemasolu korral on võimalik leida, kas maastikuindeksite indikatsiooniväärtust on võimalik parandada.

Käesoleva uurimustöö eesmärgiks oli välja selgitada, kuidas ruumiline lahutus mõjutab maastikuindeksite väärtust. Teiseks eesmärgiks oli leida seoseid valglatest toitainete ja orgaaniliste ainete väljakannete ning maastikuindeksite vahel ning kuivõrd neid tulemusi mõjutab lähteandmete ruumiline lahutus. Seega koosneb uurimustöö kahest peamisest osast:

- 1) Maastikuindeksite ja piksli suuruse vahel seoste leidmine erinevatel ideaalmaastikel ja reaalsel maastikel;
- 2) Maastikuindeksite ja toitainete ning orgaaniliste ainete vaheliste seoste leidmine.

Püstitati kolm hüpoteesi:

Hüpotees 1: maastikuindeksite sõltumine ruumilisest lahtusest on teatud tingimustel seaduspärane;

Hüpotees 2: ainete väljakanded on mõjutatud nii maakasutuse kui ka maastikumustri poolt;

Hüpotees 3: maastikuindeksite ruumilisest lahtusest sõltuvuse seaduspärasust arvesse võttes on võimalik parandada nende indikatsiooniväärtust valglatest toitainete ja orgaaniliste ainete väljakandes.

Kui ruumiliste mustrite sõltuvust skaalast on üsna palju uuritud (Turner *et al.*, 1989; Milne, 1991; Constanza and Maxwell, 1994; Wickam and Riitters, 1995; Moody and Woodcock, 1995; Cain *et al.*, 1997; Blaschke and Petch, 1999; Wu *et al.*, 2002; Gergel and Turner, 2002; Lausch and Herzog, 2002), siis maastikuindeksite ja toitainete ning orgaaniliste ainete vahelisi väljakandeid pole maastikuökoloogias eriti vaadeldud. On tehtud mõningaid uurimusi maastiku karakteristikute ning vee kvaliteedi ja äravoolu vaheliste seoste kohta (Jones *et al.*, 2001). On leitud (Roth *et al.*, 1996; Mander *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2001), et

põllumajanduslikes valglates mõjutavad toitainete väljakandeid oluliselt maakasutuse muutused. Põllumajanduslike maade osakaal valglas omab suhteliselt head korrelatsiooni toitainete väljakande hulkadega. Mida suurem on põllumajanduslike maade osakaal maastikus, seda suurem on sealt toitainete väljakanne (Mander *et al.*, 2000). Samuti on leitud, et veekogude äärne (puhvertssoonide) maakasutus mõjutab oluliselt veekvaliteeti valglas (Jones *et al.*, 2001).

Uurimustöös käsitleti peamiselt skaala probleemi ühte osa (ruumilist lahutust), kuid vähesel määral peatuti ka kartograafilise mõõtkavaga seotud probleemidel, mis sisaldavad nii skaala probleemi kui ka tsoneerimise probleemi. Viimast just seetõttu, et mõlemas töö osas ei olnud võimalik kasutada samasid maakasutuse andmeid. Maastikuindeksite indikatsiooni väärtuse leidmisel ei saanud kasutada Eesti Põhikaarti.

Uurimustöö peamiseks piiranguks oli väljakande andmete leidmine. Vajalik oli leida võimalikult palju valglaid, mille kohta olid olemas nii väljakande andmed kui ka maakasutuse andmed. Sellest tulenevalt kasutati töös Eesti jõgede riikliku hüdrokeemilise seire lävendite valglaid. Nende andmete puuduseks oli asjaolu, et suur osa valglatest paikneb Kirde-Eestis, kus on suur reostuskoormus. Seetõttu mõjutasid uurimuse tulemusi punktreostusallikad.

Uurimustöö koosneb neljast peatükist:

- 1) *Maastikuindeksite peatükk* annab ülevaade maastikuindeksite olemusest. Esitatud on üks võimalik indeksite klassifikatsioon ning pikemalt on lahti seletatud töös kasutatud maastikuindeksid;
- 2) *Andmete ja meetoodika peatükis* on kirjeldatud mõlemas töö osas kasutatud uuritavaid alasid, kasutatud andmeid ja meetodeid;
- 3) *Tulemuste ja arutelu peatükis* on välja toodud analüüsi olulisimad tulemused ning arutletud nende võimalike põhjuste üle;
- 4) *Järelduste peatükis* tuuakse välja peamised tööst tehtud järeldused.

1. MAASTIKUINDEKSID

Maastiku ruumilisel struktuuril on kaks põhikomponenti: kompositsioon ja konfiguratsioon. Kompositsioon näitab maastiku mitmekesisust – eraldiste ühtlust ja rohkust. See ei mõõda ega peegelda eraldiste geometriat ja geograafilist asukohta. Maastiku konfiguratsioon iseloomustab eraldiste kuju ning nende ruumilist paiknemist (Leitão and Ahern, 2002).

Maastikumustri hindamiseks ja kirjeldamiseks kasutatakse maastikuindekseid. Praeguseks on välja töötatud väga palju erinevaid indekseid, ning nende kasutamise jaoks ei ole olemas kindlaid reegleid. Sageli sõltub indeksite valik konkreetse uurimustöö vajadustest (Farina, 2000).

Tänapäeval on olemas ka juba mitmeid programme nende arvutamiseks. Levinuim maastikindeksite arvutamise programm on *Fragstats*, mida kasutati ka käesolevas töös.

Fragstats-i töötasid algselt välja Barbara Marks ja Kevin McGarigal 1993. a. DOSi ja Unixi keskkonna jaoks. Nüüdseks on välja tulnud juba *Fragstats 3.3*, millel on ka graafiline kasutajaliides. *Fragstats 3.3* puuduseks on asjaolu, et see ei võimalda analüüsida vektorkujul olevaid andmeid (<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>). *Fragstats*-is on võimalik saada väljundit nii kaardi kujul kui ka numbriliselt. Kaardina saadava väljund arvutatakse jooksva filtri abil ning paraku on see väga aeganõudev ning antud töös seda ei kasutatud.

Fragstats-i on integreeritud ka erinevate GIS-i programmidega: *ArcView* ja *ArcInfo*-ga. *ArcView* jaoks on olemas laiendid (*Extensions*) *Patch Analyst* ja *Patch Analyst (Grid)*, mis on mõlemad saadaval Internetist¹. Esimene neist on vektorandmete ja teine rasterandmete töötlemiseks. Vabavarana on võimalik internetist alla laadida ka laiendit *Landscape Analyst*², milles ei ole küll *Fragstats*-is kasutatavaid indekseid, kuid see sisaldab erinevaid maastiku analüüsi võimalusi (hüdroloogilised, erosiooni ja elupaikade mudelid). Lisaks eelnevatele on välja töötatud laiend *Fragstats for ArcView*, mis kahjuks ei ole vabavara, kuid mida saab 14

¹ vt. <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/>

² vt. http://canaanvi.org/gis/lasds/la_promopage.asp

päevaseks proovimiseks alla laadida³. See programm sobib ainult vektorandmete töötlemiseks. *ArcInfo* jaoks on loodud *Fragstats*ARC*.

Maastikuindeksid jagunevad kaheks põhitüübiks olenevalt sellest, kas nad arvutavad maastiku kompositsiooni või konfiguratsiooni. Maastiku kompositsiooni mõõdavad mitmekesisuse indeksid ning pindala indeksid (näitavad eraldise tüübi proportsiooni maastikus). Maastiku konfiguratsiooni iseloomustavad serva, kuju, koonduvuse ja kontrastsuse indeksid (Leitão and Ahern, 2002).

Maastikuindekseid võib samuti jaotada olenevalt tasemest, millel neid arvutatakse, või olenevalt indeksi tüübist. Indekseid saab arvutada kolmel erineval tasemel: eraldise, maakasutuse/katte tüübi (klassi) või maastiku tasemel (kogu maastiku või vaatlusaluse ala jaoks). On indekseid, mida saab arvutada kõigil kolmel tasemel (näit. servatihedus) ja on ka indekseid, mida saab arvutada ainult ühel neist tasemetest (näit. mitmekesisuse indeksid on võimalik arvutada ainult maastiku tasemel). Indeksite jaotuseid nende tüübist lähtuvalt on erinevaid. *Fragstats* kasutab järgnevat jaotust (McGarigal and Marks, 2002):

- Pindala/tiheduse/serva indeksid (*Area/density/edge metrics*) – kirjeldavad eraldiste suurust ja kuju ning nende poolt moodustuvat serva.
- Kuju indeksid (*Shape metrics*) – kirjeldavad eraldiste kuju; enamus neist põhinevad übermõõdu-pindala suhtele.
- Tuumala indeksid (*Core area metrics*) – tuumalasi iseloomustavad näitajad. Tuumalaks loetakse ala eraldise sees, mis jääb välja servaefekti mõjualast.
- Isoleerituse/läheduse indeksid (*Isolation/proximity metrics*) – kirjeldavad eraldiste isoleeritust teistest sama tüüpi eraldistest, enamasti elupaikade kontekstis.
- Kontrastsuse indeksid (*Contrast metrics*) – kontrastsus viitab kõrvutiasetsevate eraldiste ökoloogilistest omadustest tulenevale erinevusele. Kahe kõrvutiasetseva eraldise kontrastsus võib mõjutada mitmeid ökoloogilisi protsesse.
- Koonduvuse/vahelduvuse indeksid (*Contagion/interspersion metrics*) – koonduvus ja vahelduvus on mõlemad maastikumustri erinevad omadused. Koonduvus näitab nii eraldiste hajuvust (ruumilist jaotust) kui ka nende kõrvuti asetsemist. Vahelduvus peegeldab ainult viimast.

³ vt <http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarcview/index.html>

- Sidususe indeksid (*Connectivity metrics*) – eraldiste sidusus viitab sellele, kuidas organismid saavad liikuda ühest eraldisest teise.
- Mitmekesisuse indeksid (*Diversity metrics*) – algselt populaarsed olnud taime- ja loomaökoloogias. Need sõltuvad kahest komponendist: rohkusest (*richness*), mis viitab eraldiste tüüpide arvule maastikus, ja ühtlusest (*evenness*), mis väljendab eraldiste tüüpide pindalalist jaotust.

Kuna maastikuindekseid on väga palju ning enamasti kasutatakse neist ainult väga väikest osa, siis töötati läbi *Fragstats*-i käsiraamat ja valiti välja mõned indeksid, mis võiksid antud töös arvestatavaid tulemusi anda. Indeksite valikul lähtuti nende kasutatavusest ja sisust, ning omavahelistest seostest ja interpreteeritavusest. Esimene valik tehti sisust lähtuvalt, seejärel vaadati järelejäänud indeksite omavahelisi korrelatsioone (lisa 1), interpreteeritavust ja kasutatavust. Alljärgnevalt on antud ülevaade töös kasutatavast seitsmest indeksist. Valemite esitusviis ja ühikute valik järgib *Fragstats*-i.

1.1 ERALDISTE TIHEDUS (*PATCH DENSITY*) PD

Eraldiseks nimetatakse ala, mis on kaetud ainult ühte tüüpi maakasutuse/kattega (<http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>). Maastik koosneb erinevat tüüpi eraldistest. Eraldiste tihedus maastiku tasandil näitab eraldiste arvu teatud pindala ühiku kohta (*Fragstats*-is arvutatakse 100 ha kohta) (valem 1).

$$PD = \frac{N}{A} (10\ 000)(100) \quad (1)$$

kus N on kogu eraldiste arv maastikus; ja

A on kogu maastiku pindala (m²)

Mida rohkem on maastikus eraldisi, seda suurem on indeksi väärtus. Kuigi eraldiste tihedus korreleerub väga hästi servatihedusega, kasutati teda siiski analüüsis, kuna ta see indeks on väga laialt kasutatav. Eraldiste tihedus on heaks indikaatoriks maastiku fragmenteerituse aspektist ning seega ka väga oluline määramaks maastiku struktuuri. Indeks võimaldab võrrelda ka erinevaid maastikke.

Eraldiste tihedus võib mõjutada mitmeid ökoloogilisi protsesse. Näiteks, võib see määrata osapopulatsioonide arvu ruumiliselt fragmenteerunud metapopulatsioonis. Eraldiste tihedus võib samuti mõjutada liikide omavaheliste interaktsioonide stabiilsust. Kuigi see indeks võib osutada oluliseks mitmete ökoloogiliste protsesside seisukohalt, ei oma see üksinda tihti suurt väärtust, kuna ta ei hõlma infot eraldiste pindala ja jaotuse kohta maastikus.

1.2 SERVATIHEDUS (*EDGE DENSITY*) ED

Servaks loetakse maastikuökoloogias piiri kahe erineva maastikuklassi vahel (Farina, 1998). Servatihedus maastiku tasandil on kõikide maastikuklasside piiride pikkus pindalaühiku kohta (valem 2).

$$ED = E/A (10\ 000) \quad (2)$$

kus E on servade kogupikkus uurimisalal (maastikus) (m);

A on kogu uurimisala (maastiku) pindala (m²).

Mida suurem on servatihedus, seda keerukam on maastik. Maastikuökoloogiliste uuringute seisukohalt on servatihedus ja ka teised serva indeksid olulised servaefekti tõttu.

1.3 KESKMINE KUJU INDEKS (*MEAN SHAPE INDEX*) SHAPE_MN

Keskmine kaju indeks mõõdab eraldise kaju keerukust võrreldes sama pindalaga ringi või ruuduga. Enamasti võrreldakse vektorkujul olevaid eraldisi ringiga ja rasterkujul olevaid ruuduga. *Fragstats*-is saadakse keskmine kaju indeks eraldise übermõõdu jagamisel sama pindalaga ruudu übermõõduga. Kogu maastiku jaoks arvutatuna summeeritakse kõikide eraldiste kaju indeksid ja jagatakse maastikus olevate eraldiste arvuga (valem 3).

$$SHAPE_MN = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi * a_{ij}}} \right)}{N} \quad (3)$$

kus p_{ij} on eraldise ij übermõõdt (m);

a_{ij} on eraldise ij pindala (m²);

N on kogu eraldiste arv uurimisalal (maastikus);

$i=1, \dots, m$ – eraldiste tüüpide (klasside) arv;

$j=1, \dots, n$ – eraldiste arv.

Ühikud indeksil puuduvad ning selle võrdumisel ühega on kõik maastikus olevad eraldised ruudukujulised. Indeksi väärtus kasvab seda enam, mida keerukama kujuga on eraldised maastikus. Keskmise kjuu indeks iseloomustab maastiku konfiguratsiooni ning on oluline servaefekti tõttu, kuna keerukamatel eraldistel on rohkem serva.

1.4 KESKMINE EUKLEIDILINE LÄHIMA NAABRI KAUGUS (*MEAN EUCLIDEAN NEAREST NEIGHBOUR DISTANCE*) ENN_MN

Selle indeksiga on võimalik mõõta eraldiste isoleeritust. Lähima naabri kauguseks loetakse siin lühimat sirgjoont antud eraldise ja tema lähima sama tüüpi naabri vahel (valem 4).

$$\text{ENN_MN} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n h_{ij}}{N} \quad (4)$$

kus h_{ij} on kaugus (m) eraldisest ij lähima sama tüüpi eraldiseni baseerudes eraldise servast-servani kaugusele; arvutatakse piksli keskpunktist.

Mida väiksem on indeksi väärtus, seda lähemal on sama tüüpi eraldis. Eraldiste vaheldumine (maastiku keerukus) on sellisel juhul suurem.

1.5 KOONDUVUS (*CONTAGION*) CONTAG

Koonduvus näitab, millisel määral on sama tüüpi eraldised maastikus koondunud või hajunud. Tegelikult ei mõõda koonduvus otseselt eraldiste agregeerumist, vaid ühte tüüpi pikslite koonduvust. Arvutuslikult saadakse koonduvuse väärtus sama tüüpi pikslite naabrussuhete arvu järgi maastikus ning pole oluline, millisesse eraldisse piksel kuulub või kui palju eraldisi üldse on. Suured kompaktsed eraldised omavad palju naabrussuhteid sama tüüpi pikslite vahel ning koonduvuse väärtus on suur. Sama pindalaga pikliku kujuga eraldistes on vähe naabrussuhteid ja seega on ka koonduvuse väärtus väike. Kõrvuti olevate eraldiste arv ja suurus mõjutab koonduvust ainult kaudselt – naabrussuhete kaudu.

Koonduvuse indeksi arvutamise võimalusi on mitmeid. *Fragstats* 3.3-s. baseerub see aga tõenäosusel leida i -tüüpi piksli kõrvalt j -tüüpi piksel (valem 5).

$$\text{CONTAG} = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left(P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) * \ln \left(P_i \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right) \right)}{2 \ln(m)} \right] (100) \quad (5)$$

kus P_i on tüübi i poolt maastikus hõlmatav osakaal;

g_{ik} on naabrussuhete arv tüübi i ja k vahel baseerudes kahekordse arvestamise meetodile⁴;

m on tüüpide arv uurimisalal (maastikus), kaasaarvatud maastiku piir.

Koonduvuse väärtuseks on 0%, kui eraldiste tüübid on maksimaalselt hajunud (st. iga piksel on eri tüüpi, mis pole praktiliselt võimalik) ja maksimaalselt vahelduvad (võrdne arv paaride naabrussuhteid). Koonduvuse väärtuseks on 100%, kui eraldised on maksimaalselt koondunud (maastik koosneb ühest eraldisest).

1.6 ERITÜÜBILISTE ERALDISTE TIHEDUS (*PATCH RICHNESS DENSITY*) PRD

Eritüübiliste eraldiste tihedus mõõdab maastikus esinevate erinevat tüüpi eraldiste arvu pindalaühiku kohta (*Fragstats*-is 100 ha kohta). Haruldased ja väga levinud eraldiste tüübid on võrdse kaaluga (valem 6).

$$\text{PRD} = m/A (10\ 000)(100) \quad (6)$$

kus m on eraldiste tüüpide arv uurimisalal (maastikus); ja

A kogu uurimisala (maastiku) pindala (m^2).

Mida suurem on indeksi väärtus, seda mitmekesisem on maastik (rohkem eraldiste tüüpe).

⁴ Kahekordne arvestamine (*double count method*)- iga piksli paari naabrussuhet arvestatakse kaks korda ja pikslite järjekord säilitatakse. Ühekordne arvestamine (*single count method*) seevastu võtab ühe piksli paari naabrussuhet arvesse ainult üks kord ja pikslite järjekorda ei säilitata.

1.7 SHANNONI MITMEKESISUSE INDEKS (SHANNON'S DIVERSITY INDEX) SHDI

Shannoni mitmekesisuse indeks on üks mitmekesisuse indeksitest ja nagu eelpool mainitud mõjutavad neid indekseid peamiselt kaks komponenti: rohkus ja ühtlus. Rohkuseks on siinkohal erinevate maakasutuse tüüpide arv ja ühtluseks nende pindalaline proportsioon maastikus. Shannoni mitmekesisuse indeks on rohkem tundlik eraldiste rohkusele st. mida enam on maastikus eri tüüpi eraldisi, seda suurem on indeksi väärtus. Indeks on tundlik harva esinevatele eraldiste tüüpidele.

Maastiku keerukus arvutatakse selle määramatuste summana (valem 7).

$$\text{SHDI} = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i) \quad (7)$$

kus P_i on eraldise tüübi i osakaal maastikus.

Indeksi väärtus on 0, kui maastikus on ainult üks eraldis (st. mitmekesisus puudub) ja indeksi väärtus kasvab, kui erinevat tüüpi eraldiste arv kasvab või/ja nende jaotus ruumis muutub ühtlasemaks.

2. ANDMED JA METOODIKA

2.1 MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUVUS LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST

Selleks, et leida, kuidas ruumiline lahutus mõjutab maastikuindeksite väärtusi, katsetati indekseid erinevate ideaalmaastike ja reaalsete maastike peal.

2.1.1 *Ideaalmaastikud*

Ideaalmaastikud olid genereeritud Jüri Roosaare poolt programmiga *Idrisi Kilimanjaro*, mis võimaldab luua soovitud konfiguratsiooni ja kompositsiooniga maastikke. Genereeriti kaheksa 100km² pindalaga regulaarset maastikku (lisa 2):

- ✓ 10*10 malelaud
- ✓ 45° kraadi pööratud 10*10 malelaud
- ✓ 50*50 malelaud
- ✓ lineaarne 16-tüübiline maastik
- ✓ 6-tüübiline radiaalne maastik
- ✓ 6-tüübiline täpiline maastik
- ✓ 2-tasemeline osalt juhumustriga maastik
- ✓ 2-tasemeline regulaarmustriga maastik

2.1.2 *Reaalsed maastikud*

Reaalsete maastike analüüsis oleks kõige parem kasutada valglaid, mida kasutati väljakannete analüüsis. Kuna aga analüüsis otsustati lisaks kasutada Eesti Põhikaarti (1:10 000) ja analüüsi läbi viimisel ajal olid ainult Porijõe valgla kohta olemas põhialade suletud areaalid, siis valiti lisaks sellele valglale veel kaks võimalikult erineva maastikuga proovitükki Lõuna-Eestist ja Kirde-Eestist (lisa 3). Lõuna-Eesti proovitüki maastik on väga fragmenteeritud ning maakasutuses on ülekaalus põllumajanduslikud ja hoonestatud alad (lisa 4). Kirde-Eesti proovitüki maastik on seevastu homogeensem ja valdavalt looduslik. Lõuna-Eesti ja Kirde-Eesti proovitükkide suuruseks on 225km². Porijõe valgla, millest enamuse jääb Otepää kõrgustikule, on väga mosaiikse maastikuga (Mander et al., 2000). Seal domineerivad metsad ja looduslikud rohumaad. Porijõe valgla suuruseks on 241km².

Reaalsete maastike analüüsis vaadeldi kõigepealt piksli suuruse muutmise mõju indeksitele Eesti Põhikaardi alusel ning seejärel võrreldi saadud tulemust ka Eesti Baaskaardile ja *CORINE*'i maakatte kaardile arvutatud indeksitega, sest neid kaarte kasutati indikaatorite analüüsis.

Eesti Põhikaarti analüüsiti põhjalikumalt seetõttu, et see oli kõige täpsem kasutada olnud kaartidest ning võimaldas seega kindlaks määrata, kui suur on indeksite väärtuste muutus indikaatorite analüüsis kasutatud baaskaardi ja *CORINE*'i maakatte kaardiga võrreldes. Alljärgnevalt on toodul lühike ülevaade töös kasutatud kaartidest.

Eesti Põhikaart

Eesti Põhikaardi (1:10 000) andmebaas sisaldab infot kommunikatsioonide, asustuse, hüdrograafia, reljeefi, toponüümide ja maakasutuse kohta. Kuna kaardistamise algusaastatel ei olnud nõuet digida põhialad suletud areaalidena, siis seadis see uurimusele piirangud uuritavate alade valimisel. Põhikaardi maakasutus klassifitseeriti veidi ümber ja omistati igale maakasutuse tüübile rastrite tegemiseks kood (lisa 5)

Eesti Baaskaart

Eesti Baaskaart (1:50 000) sisaldab Eesti territooriumi kohta nn "baasinfot" (<http://www.maaamet.ee>). Baaskaardi digitaalvariandist kasutati ainult maakasutuse kihte (Luxxxx). Iga uuritava ala jaoks valiti välja vajalikud baaskaardilehed ja ühendati need omavahel *ArcView*-s (*Extension Geoprocessing; View → GeoProcessing Wizard... → Merge themes together*).

Baaskaardi maakasutuse klassifikatsiooni peeti vajalikuks ümber klassifitseerida (lisa 6). Maakasutuse ümberklassifitseerimiseks valiti *Query Builder*-iga välja reklassifitseeritav maakasutustüüp ja omistati sellele *Calculate*-i abil uus kood. Esinenud kuueteistkümnest maakasutuse tüübist jäid järele need 10, mida peeti oluliseks maastiku analüüsi jaoks. Uued maakasutuse koodid olid vajalikud rasterkujutiste loomiseks.

CORINE'i maakatte kaart

CORINE'i maakatte kaart (1:100 000) koostati ühtse Euroopa meetodika alusel 1996-1998 aastatel Eestis läbi viidud *CORINE Land Cover* projekti käigus (Meiner, 1999). Kuna kaart ei

olnud kaardilehtedeks jaotatud, siis oli lihtsam teha maakatte ümberklassifitseerimine enne uuritavate alade eristamist. Ümberklassifitseerimise käigus loodi ka uued koodid rasterkujutiste jaoks (lisa 6)

2.1.3 Analüüs

Erineva ruumilise lahutusega rastrid tehti *ArcView*-s ja kõikide rastrite aluseks olid vektorkujutised. Piksli suurused rasterkujutistel olid: 10m, 20m, 30m, 40m, 50m, 60m, 70m, 80m, 90m, 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m ja 1000m. Agregatsiooni meetodina kasutati keskpunkti meetodit st. igale uuele pikslile omistati selle eraldise väärtus, mis asus piksli keskpunktis.

Fragstats 3.1. - s saab sisendina kasutada erinevad rasterformaate: Arc Grid, ASCII, 16 või 32 bitiseid binaarseid, *ERDAS* (.gis ja .lan faile), ning *Idrisi* rst- formaadis faile (McGarigal and Marks, 2002). Rasterkujutised eksporditi ASCII rastriks (*Export Data Source... – ASCII Raster*). Eelnevalt kustutati ASCII failidel päised, kuna *Fragstats* ei aktsepteeri päisega ASCII faile. Indeksid arvutati ainult maastiku tasandil. Saadud tabelid viidi *STATISTICA*-sse, kus tehti edasine analüüs, mille käigus võrreldi omavahel erineva lahutusega kujutistest saadud maastikuindeksite väärtusi .

Wu *et al.* (2002) jaotas maastikuindeksid kolme rühma selle alusel, kuidas nad käitusid ruumilise lahutuse muutmisel:

I tüüp – lihtsate seoste abil ennustatava käitumisega indeksid;

II tüüp – astmeliselt muutuva käitumisega indeksid, ei ole lihtsate seoste abil ennustatavad;

III tüüp – juhusliku käitumisega indeksid, ei ole ennustatavad.

Antud töös on järgitud sama indeksite rühmitust.

2.2 MAASTIKUINDEKSID AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA

2.2.1 Uuritav ala

Selleks, et leida seoseid maastikuindeksite ja toitainete ning orgaaniliste ainete väljakande vahel, valiti välja 24 valglat (lisa 3) Valglad valiti Eesti riikliku jõgede hüdrokeemilise seire lävendite järgi, kuna nende kohta on olemas ühesed andmed toitainete väljakannete kohta.

Välja jäeti lävendid, mille valgla ulatus osaliselt kas Lätti või Venemaale. Samuti ei saanud kasutada ühe jõe mitme lävendi andmeid, kuna valglad oleksid kattunud ning see oleks välistanud andmete sõltumatuse. Paar lävendit jäi uurimusest välja väga väikese valgla tõttu. Samas ei olnud arvuti ressursside piiratuse tõttu võimalik kasutada ka mõningaid liiga suuri valglaid. Viiekümne üheksast jõgede hüdrokeemilise seire lävendist jäi seetõttu järgi 24, mille kokkuvõtvad andmed on esitatud lisa 7.

Keskmine valgla suurus on 444,2 km², väikseim valgla on Tarvastu (104 km²) ning suurim Jägala (1572 km²). Põllumajanduslikke maid on kõige vähem Tagajõe ja Alajõe valglas. Kõige suurem soode osakaal on Vihterpalu ja Sauga valglas (lisa 8). Maastikumustri poolest on valglad üsna erinevad – on väga homogeenseid maastikke (näit. Seljajõgi ja Pedja) ning samas ka üsna keeruka struktuuriga valglaid (näit. Tánassilma ja Kääpa).

Valdav osa uuritavatest valglatest jääb Põhja- ja Kirde-Eestisse, kus on suhteliselt suur reostuskoormus. Suurim reostuskoormus on Pühajõe ja Purtse valglas. Väikseim on see Avijõe valglas (Narusk *et al.*, 1996). Kõige suurem hoonestatud alade osakaal on Pühajõe ja Väana valglas, mis on ligi kaks korda suurem teistest valglatest. Arvestatav hoonestatud alade osakaal on ka Seljajõe ja Purtse valglas (lisa 8).

Riiklikus seires on eraldi välja toodud suhteliselt puhtad (foonilised) jõed, mille veekvaliteedi kujunemine toimub valdavalt looduslikes tingimustes. Uuritavatest jõgedest loetakse riikliku seire osas foonilisteks järgmised jõed: Vihterpalu, Pudisoo, Tagajõgi, Saarijõgi (Roots ja Talkop, 1997).

2.2.2 *Andmed ja nende eeltöötlus*

Andmete leidmisel oli oluline leida alad, mille kohta on olemas nii väljakande kui ka maakasutuse ja -katte andmed. Eesti Põhikaart oleks olnud selle analüüsi jaoks tõenäoliselt parim, aga kuna analüüsi läbi viimise ajal see ei katnud veel kogu Eesti ala ning olemas olnud kihid ei olnud täielikud (polügonid puudusid), siis ei saanud seda töös kasutada. Seega kasutati töös Eesti Baaskaardi ja *CORINE*'i maakatte kaardi andmeid.

2.2.2.1 Valglate piirid ja jõed

Tööks vajalikud valglate piirid eristati Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskuse Riigi Veekatastri valglate kaardilt, sest tõenäoliselt on see kõige põhjalikum andmekiht valglate kohta Eestis ning samas ka ametliku nimekirja seisuses. Sama kehtib ka jõgede kohta, mis olid vajalikud valglate eristamiseks ja paremaks visualiseerimiseks.

Riigi Veekatastri kaardid olid *MapInfo* formaadis ning need konverteeriti *MapInfo Universal Translator*-iga *ArcView* formaati, milles olid maakasutuse/katte andmed. Kogu andmete eeltöötlus viidi läbi *ArcView 3.1*-s.

Riigi Veekatastri valglate kaardikihil ei olnud eraldi välja toodud jõgede hüdrokeemilise seire lävenditele vastavaid valglaid, vaid need tuli analüüsi jaoks eristada. Seire lävendite täpse asukoha määramiseks kasutati lävendi kaugust jõe suudmest (lisa 7), mis mõõdeti jõgede kaardikihilt. Saadud punktidest lähtuvalt ja alavalglate koodi abil⁵ valiti iga uuritava valgla jaoks valglate kihilt välja alamvalglad. Väljavalitud alavalglad tehti eraldi teemaks (*Theme* → *Covert to Shapefile...*) ning seejärel ühendati alavalglad omavahel üheks tervikuks (*Edit* → *Union Features*). Enamikel valglatel kattusid jõgede seire lävendi asukohad mõne alavalgla lävendiga. Mõningatel üksikutel valglatel tuli piiri mõne kilomeetri võrra jõge mööda üles- või allapoole nihutada, mida tehti baaskaardi kõrgusjoonte järgi.

2.2.2.2 Maakasutus ja maakate

Valglate maakasutuse/katte andmed saadi Eesti Baaskaardilt ja *CORINE*'i maakatte kaardilt (vt. lk 15)

⁵ valgla koodi esimene järk on 9, järgmised 4 järku peavalgla number ja viimased 5 numbrit alavalgla number, mille järgi sai eristada soovitud valglaid.

Baaskaardi puhul valiti iga uuritava valgla jaoks välja vajalikud baaskaardilehed ja ühendati need omavahel *ArcView*-s (*Extension Geoprocessing; View → GeoProcessing Wizard... → Merge themes together*). Tekkinud uuest kihist lõigati välja vastava valgla maakasutus. Oluline oli tekitada igast valglast oma kiht, sest ainult sellisel juhul oli võimalik hiljem arvutada maastikuindekseid kõikide valglate jaoks eraldi. Baaskaardi maakasutuse klassifikatsiooni omapäraks on asjaolu, et looduslike alade alla kuuluvad nii looduslikud rohumaad kui metsaalad (lisa 9).

CORINE'i maakatte kaardist lõigati eraldi välja iga valga maakate analoogselt baaskaardiga. *CORINE*'i maakatte kaardil on erinevalt baaskaardist looduslike aladena eristatud okas-, leht- ja segametsad, looduslikud rohumaad, põõsastikud jms.(lisa 9-10).

2.2.2.3 Toitainete väljakande andmed

Väljakande andmed saadi riikliku keskkonnaseire programmi aruannetest. Uurimuses kasutati jõgede hüdrokeemia allprogrammi andmeid. Hüdrokeemilise seire andmete puuduseks oli asjaolu, et nad näitasid ainete kontsentratsiooni vees. Ainete väljakannet valglast on kõige otstarbekam hinnata mitte kontsentratsioonina (mg/l) vaid kogusena (t/ha*a). Sellise hinnangu jaoks on vajalikud andmed vee hulkade kohta ja vee kvaliteedi näitajate kontsentratsioonide pidevad mõõtmisandmed, mida sageli pole. Kuna vee kvaliteedi näitajate kontsentratsioonid peegeldavad ainete väljakannet valglast, siis on käesolevas töös neid kasutatud.

Baaskaardi maakasutuse analüüsiks arvutati 1993–1996 aasta BHT_7 , PHT, $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ kontsentratsioonide aritmeetilised keskmised. *CORINE*'i maakatte analüüsi jaoks arvutati 1996–1998 aasta aritmeetilised keskmised samade näitajate kohta.

Alljärgnevalt on antud ülevaade töös kasutatud vee kvaliteedi näitajate kohta:

BHT₇

BHT_7 (biokeemiline hapnikutarve) on lahustunud hapniku hulk, mida vees olev orgaaniline aine kulutab oksüdeerumiseks pimedas +20°C juures 7 päeva jooksul. Seega näitab BHT_7 vees olevat orgaanilise aine hulka. Vee BHT väärtused võivad muutuda väga laiaades piirides. Loodusliku jõevee või inimtegevusest vähe mõjustatud vee biokeemiline hapnikutarve on

reeglina alla 3,0 mgO₂/l ning olmereovee BHT₇ jääb vahemikku 115–345 mg/l. Hapnikutarve 3–5 mgO₂/l viitab kõrgele inimõjule. Hapnikutarve üle 5 mgO₂/l aga näitab ilmselt reostust (http://www.seiremonitor.ee/alam/04/?leht=04_5_aru). Ülemäärase heitveehulga veekogusse juhtimise tagajärjel võib veekogu bioloogiline hapnikutarve tõusta nii suureks, et tarbitakse ära kogu vees lahustunud hapnik ja veekogus elunevad kalad lämbuvad (Kuusik, 1995).

PHT

Vees sisalduvate orgaaniliste ainete hulga iseloomustamiseks kasutatakse ka vee keemilise hapnikutarbe (hapendumuse) väärtusi. Need väärtused väljendavad hapniku hulka, mis kulub ühes liitris vees sisalduva orgaanilise aine oksüdeerimiseks tugevate keemiliste oksüdantide toimel. Oksüdantidena kasutatakse tavaliselt kas kaaliumpermanganaati (KMnO₄) või kaaliumdikromaati (K₂Cr₂O₇). PHT e. permanganaatse oksüdeeritavuse puhul kasutatakse kaaliumpermanganaati. Kulutatud hapniku koguse kaudu väljendatav oksüdeeritavuse väärtus iseloomustab siiski ainult vees sisalduva orgaanilise aine suhtelist hulka, sest ükski keemiline oksüdant ei ole võimeline kõiki veekogude vees leiduvaid orgaanilisi ühendeid täielikult hapendama (Järvekülg, 2001). Loodusliku jõevee orgaanilise aine sisaldus permanganaatse oksüdeeritavuse järgi on keskväärtusena 20,6 mg/l, olmereoveel on see 250–1000 mg/l. Loodusvete hapnikurežiim sõltub eeskätt jõe valgalt loodusliku päritoluga humiainetest, s.t. vee madal hapniku küllastusprotsent ei pea alati olema seotud inimtegevusega, vaid võib olla tingitud hoopis jõkke kantavatest soovetest (http://www.seiremonitor.ee/alam/04/?leht=04_5_aru). Üldiselt näitab PHT rohkem looduslikelt aladelt pärit raskesti lagundatavat orgaanilist ainet ning BHT kergemini lagundatavat orgaanilist ainet (enamasti inimtegevusest tulenev) (Järvekülg, 2001).

PHT puhul võib oluliseks osutada see, et ta on raskesti lagundatava orgaanilise aine näitajaks ning seetõttu ei pruugi omada väga häid seoseid maastikuindeksitega. Määrav võib ka olla asjaolu, et tema kõrged väärtused on seotud soode ja looduslike aladega. Samas on PHT tõenäoliselt kõige vähem mõjutatud punktreostusallikate poolt.

Nüüd

Lämmastik on tähtis biogeenne element, millest oleneb suuresti veekogude toitelisuse tase ja produktiivsus. Inimtegevusest nõrgalt mõjutatud jõgedes on vee lämmastikuühendite sisaldus enamasti väike ning pärineb seal peamiselt surnud taimede jäänustest, valgla muldadest ja

sademetest. Inimtegevusest mõjutatud jõgede vees on lämmastikuühendite sisaldus tihti väga suur. Nende jõgede vette satub lämmastik peamiselt põldudele ja kultuurrohmaadele külvatud väetistest ning loomakasvatus-, olme- ja tööstusreovetes leiduvatest lämmastikuühenditest (Järvekül, 2001).

Üldlämmastiku ($N_{\text{üld}}$) annavad orgaanilised ja anorgaanilised lämmastikuühendid kokku (Kuusik, 1995). Seega:

$$N_{\text{üld}} = \text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + N_{\text{org}}$$

Loodusvete $N_{\text{üld}}$ sisaldus peaks jääma alla 2,0 mgN/l. Väga reostunud vees võib üldlämmastiku väärtus olla üle 10,0 mgN/l (Kuusik, 1995).

Üldlämmastiku seosed maastikuindeksitega peaksid olema üsna head, kuna tema hulka ei mõjuta ainult punktreostusallikad, vaid ka põllumajanduslik tegevus.

P_{üld}

Fosfor on lämmastiku kõrval teine tähtis biogeenne element. Üldfosfori sisaldus vees määrab enamasti jõgede toitelisuse e. troofsuse taseme (Kuusik, 1995). Ühtlasi on fosfor osutunud siseveekogude eutrofeerumise peamiseks põhjustajaks. Fosfor esineb looduses nii orgaanilistesse ainetesse seotuna (orgaaniline fosfor) kui ka mineraalsel kujul: orto- ja polüfosfaatidena. Keemiliste, füüsikaliste ja bioloogiliste tegurite toimel võib fosfori üks vorm muutuda kergesti teiseks. Fosfori orgaanilised ühendid mineraliseeruvad kiiremini kui teiste biogeensete elementide orgaanilised ühendid ja muutuvad ortofosfaatidena veeorganismidele kergesti kättesaadavaks. Üldfosfori all mõistetakse fosfori kõiki vorme so. anorgaanilised fosfaadid, polüfosfaadid ning orgaanilised fosforiühendid (Järvekül, 2001).

Jõgede vette satuvad fosforiühendid harilikult kas mitmesuguste orgaaniliste ainete või väetistes ja pesuainetes sisalduvate mineraalsete ühenditena. Looduslike jõgede vee harilikult madal fooniline üldfosfori sisaldus võib inimtegevuse tõttu mitu korda suurened (Järvekül, 2001). Puhtas looduslikus pinnaveekogus on fosforit keskmiselt 0,02 mg/l. Seejuures on huumuserikas vesi (sood ja rabad) üldiselt biogeenirikkam. Asulate reovees võib sisalduda 10–15mg P/l (Kuusik, 1995).

Enamus jõevetes olevast fosforist pärineb linnadest ning vähem põllumajandusest. Seega sõltub üldfosfor tugevalt punktreaallikatest, mis võib mõjutada tema seoseid maastikuindeksitega.

2.2.3 Analüüs

Maastikuindeksid arutati programmiga *Fragstats 3.3* nagu ruumilise lahutuse analüüsiski. Maakasutuse vektorfailidest tehti *ArcView*-s rasterkujutised (*Extension Spatial Analyst; Theme → Convert to Grid...*). Rastrite pikslite väärtusteks võeti uued maakasutuse koodid ning piksli suuruseks valiti 30*30 m. Piksli suuruse valikul osutusid määravaks arvuti ressursid.

Saadud rasterkujutised eksporditi ASCII rastriks, mida kasutati *Fragstats 3.3*-s maastikuindeksite analüüsis. Maastikuindeksid arutati nii maastiku kui ka maakasutuse/katte tüüpide tasandil. Tüüpide tasandil arvutused olid vajalikud maastiku maakasutuse tüüpide osakaalude leidmiseks.

Fragstats-is saadud tabelid korrastati *MS Excel*-is ja edasine analüüs viidi läbi *STATISTICA 6.1*-s. Kuna Kolmogorov-Smirnovi testi järgi analüüsitavate toitainete ja orgaaniliste ainete väljakande andmete jaotused ei vastanud normaaljaotusele, siis arutati astakorrelatsioonikordajad (Spearman'i ρ) (*Nonparametrics → Correlations*). Usaldusnivooks valiti 95%.

Kõigepealt viidi analüüs läbi baaskaardi andmete põhjal, mille tulemuste analüüsist tulenevalt oletati, et *CORINE*'i maakatte kaart võiks anda paremaid tulemusi, sest looduslikud alad on seal rohkem diferentseeritud. Kuna aga *CORINE*'i maakatte kaardil oli kaks korda väiksem mõõtkava baaskaardist ning maastikuindeksid on mõjutatud mõõtkava poolt, siis ei oleks see pruukinud oodatud tulemust anda. Väikesemõõtkavalistel kaartidel on maastik generalisatsiooni tõttu vähem keerukam ning indeksite väärtused hakkavad ühtlustuma, st. vahe keerukate ja homogeensete maastike vahel muutub väiksemaks. Baaskaardi generalisatsiooni aste oli aga nii suur, et ei tekkinud indeksite väärtuste väga suurt ühtlustumist. Baaskaardil olid ainult hoonestatud alad täpsemalt välja toodud, kuid *CORINE*'i maakatte kaardil seevastu looduslikud alad.

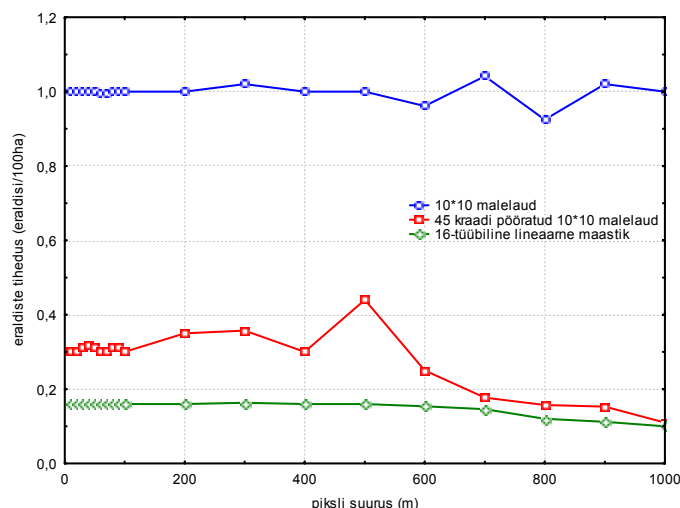
3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1 MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUMINE LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST

3.1.1 Ideaalmaastikud

3.1.1.1 Eraldiste tihedus (PD)

Kahe malelaua puhul ei muutunud eraldiste tihedus praktiliselt üldse kuni 100m piksli suuruseni (joonis 1). 10*10 malelauale arvatud eraldiste tiheduse väärtus muutus peale 100m väga vähe, sest piksli suurus tegelikult ei ületanud kordagi eraldiste (ruutude) suurust. Lisast 11 võib näha, et 10*10 malelual tegelikult eraldiste arv üldse ei muutu ning indeksi minimaalne kõikumine on tingitud maastiku pindala muutmisest. Viimase põhjuseks on see, et teatud suurusega piksleid (näit. 300m piksleid) ei mahu enam täisarvuliselt 100km² peale ja seega programm muudab maastiku pindala suuremaks või väiksemaks. Eraldiste tiheduse väärtus sõltub aga maastiku pindalast (McGarigal and Marks, 2002). Jooniselt 1 on näha, et 500m ja 1000m ruumilise lahutuse koral on eraldiste tihedus täpselt üks (pindala on 100km²).



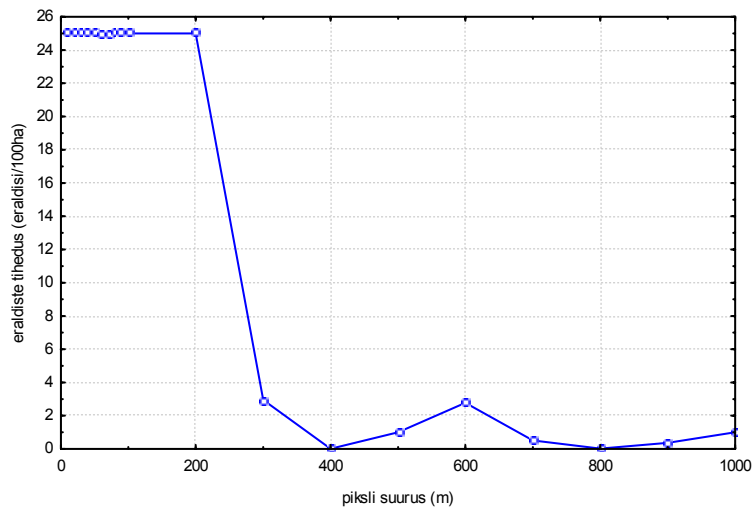
Joonis 1. Eraldiste tiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelaua, 45° pööratud 10*10 malelaua ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

45° pööratud 10*10 malelauale arvatud eraldiste tihedus muutub veidi ka enne 100m ja hakkas oluliselt muutuma peale 100m, kasvades järsult 500m juures. Siis hakkab märkimisväärselt muutuma ka maastikupilt (lisa 12). Kaduma hakkab diagonaalse malelaua pilt ja tekkima hakkavad suvalise konfiguratsiooniga maastikud, mis enam millegi poolest ei meenuta esialgset maastikku. Kui 10*10 malelaua tulemustest võis oletada, et eraldiste

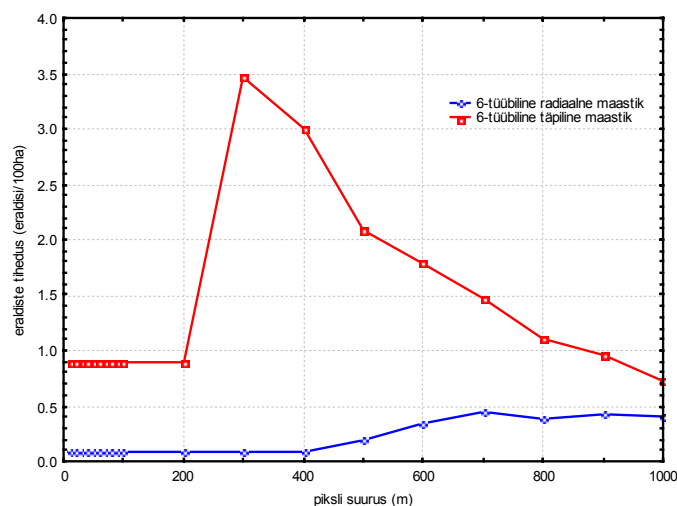
pindalast oleneb indeksi väärtuste muutumine, siis pööratud malelaua puhul võib näha, et oluline on ka eraldiste orienteeritus.

Lineaarse 16-tüübilise maastikule arvatud eraldiste tiheduse väärtused ei muutu kuni 200m üldse ning peale seda on kõikumine vaevu märgatav (joonis 1). Selles maastikus oli algselt 16 eraldist ning 1000m piksli korral oli järgi jäänud 10 eraldist, mis oli eraldiste tiheduse väikese languse põhjuseks (lisa 13). Lineaarne maastik on malelauast lihtsama konfiguratsiooniga ning eraldised hakkavad kaduma alles peale seda, kui piksli suurus ületab eraldise laiust.

50*50 malelaua puhul langes indeksi väärtus peale 100m-t väga järsku (joonis 2) ning lisast 14 on näha, et ruutude arv väheneb kõvasti. Põhjuseks see, et piksli suurus ületab esialgse ruudu suuruse. Siinkohal võib jällegi viidata sellele, et malelaua puhul määrab eraldise pindala ära indeksi väärtuse kõikumise piksli suurendamisel. 400m piksli suuruse juures langeb eraldiste tihedus peaaegu nullini, sest maastikus on ainult üks eraldis (lisa 14).



Joonis 2. Eraldiste tiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 50*50 malelaual.



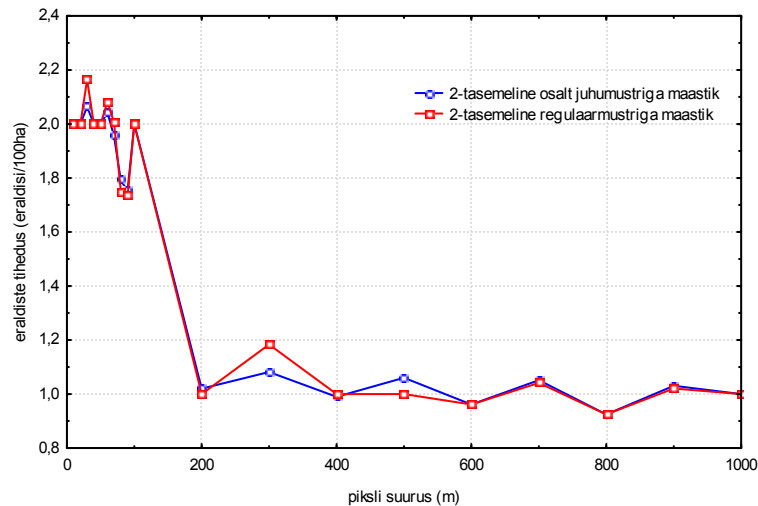
Joonis 3. Eraldiste tiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübilise radiaalsel ja täpilisel maastikul.

6-tüübilisele täpilisele maastikule arvatud eraldiste tiheduse väärtused tõusevad märkimisväärselt 300m juures. (joonis 3). Indeksi väärtuse tõusu põhjuseks on ühenduste katkemine pikslite vahel, mistõttu iga pikslit loetakse eraldiseks (lisa 15). Peale 300m-t langevad indeksi väärtused ühtlaselt kuni 1000m, sest pikslite suurenedes jääb maastikule üha vähem eraldisi. Samuti võib öelda, et peale 400-500m on maastiku esialgne struktuur praktiliselt kadunud.

6-tüübilisele radiaalsele maastikule arvatud eraldiste tiheduse väärtused muutusid võrreldes täpilise maastikuga tunduvalt vähem (joonis 3) ning ka maastiku konfiguratsioon oli veel 1000m juures ära tuntav (lisa 16). Indeksi väärtuse tõusu põhjuseks peale 400m on jällegi ühenduste katkemine pikslite vahel. Täpiline ja radiaalne maastik koosnevad mõlemad analoogsetest struktuuridest (üksteise sees olevatest ringidest), kuid radiaalse maastiku hõlmab üks ringide kogum täielikult ja täpilises maastikus on neid palju. Siit võib oletada, et mida suuremad on maastikus olevad üksused (struktuurid), seda vähem neid piksli suuruse muutmine mõjutab ning kui maastikuüksused on suuremad kui piksli suurus, siis eraldiste tiheduse väärtus peaks piksli suurenemisel tõusma, kuna ühendused eraldiste vahel hakkavad katkema.

Mõlema 2-tasemelise maastiku puhul oli eraldiste tiheduse väärtuse käitumine piksli suuruse muutmisel üsna sarnane (joonis 4). Kuni 70m muutusid indeksi väärtused vähe ja 80-90m juures esines veidi suurem järsk langus. Põhjuseks osade väikeste eraldiste kadumine maastikust. Regulaarmustriga maastiku joonistelt (lisa 18) on näha, et 100m juures on kõik

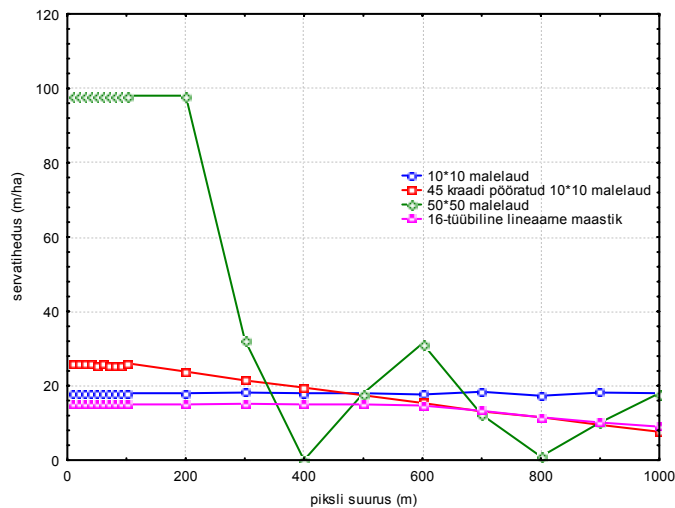
väikesed eraldised jälle maastikus olemas. Astmelist käitumist põhjustas mõlema maastiku puhul väikeste eraldiste kadumine (200m, 400m, 600m, 800m ja 1000m juures) ja ilmumine (100m, 300m, 500m, 700m ja 900m juures) (lisad 17 ja 18). Siit võib näha, et eraldiste tiheduse väärtusi mõjutab üsna oluliselt väikeste eraldiste olemasolu maastikus.



Joonis 4. Eraldiste tiheduse muutus pikslisuuruse muutmisel 2-tasemelisel osalt juhustriga ja 2-tasemelisel regulaarmustriga maastikul.

3.1.1.2 Servatihedus (ED)

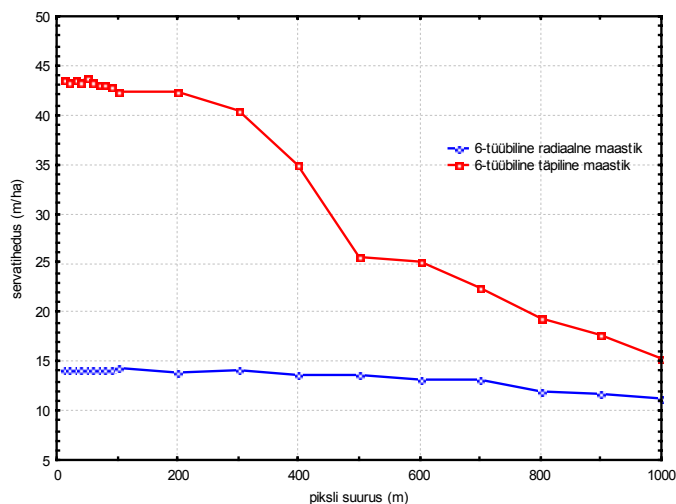
10*10 malelauale arvatud servatihedus praktiliselt ei muutunud pikslisuuruse suurendamisel nagu eraldiste tiheduse puhulgi (joonis 5). Ka 16-tüübilise lineaarse maastiku servatiheduse väärtused ei muutunud väga palju (joonis 5). Alates 600m-st indeksi väärtus veidi langes, sest eraldiste kadumine põhjustas ka servade vähenemise. 45 kraadi pööratud malelaua servatiheduse väärtused hakkasid ühtlaselt langema peale 100m-t (joonis 5). Põhjuseks oli servade siledamaks muutumine ruumilise lahutuse muutmisel.



Joonis 5. Servatiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelauda, 45° pööratud 10*10 malelauda, 50*50 malelauda ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

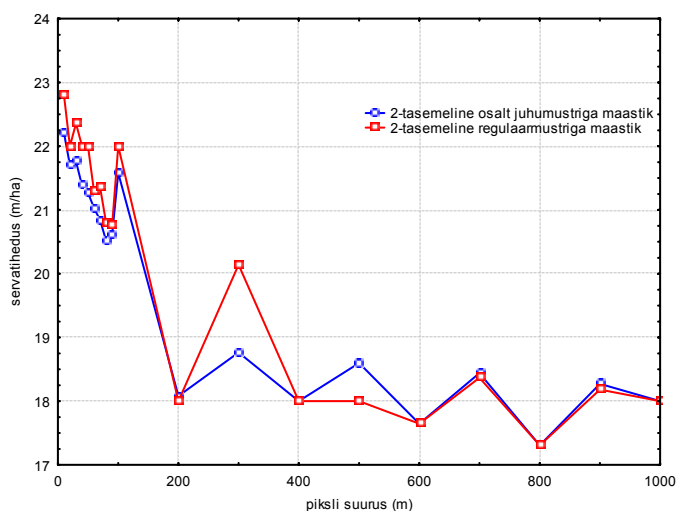
50*50 malelauda servatiheduse väärtused püsisid muutumatutena kuni 200m (piksli suurus ei ületanud ruutude suurust), langes peale seda 400m juures nulli (joonis 5). Selle ruumilise lahutuse juures koosnes maastik ainult ühest eraldisest, mille äär moodustas ka maastiku serva (lisa 14). Viimast aga servatiheduse arvutamisel ei arvestata ja seetõttu oli indeksi väärtus null. 800m ruumilise lahutuse juures oli indeksi väärtus samuti nullilähedane, sest maastikus oli ainult kaks eraldist. 1000m juures omandas servatihedus 10*10 maastikuga sama väärtuse ning ka maastiku struktuur oli täpselt sama (lisa 14).

Radiaalse maastiku servatiheduse väärtused oluliselt ei muutunud piksli suurendamisel (joonis 6) ning ka maastiku üldine konfiguratsioon säilis (lisa 16). Kuna maastik polnud juba algselt väga keerukas, siis ei mõjutanud piksli suurendamine oluliselt servatiheduse väärtusi. Täpilisemale maastikule arvatud servatiheduse väärtused seevastu langesid 43-st 15 m/ha. Põhjuseks võib pidada täpilisema maastiku algset suhteliselt suurt keerukust (servatiheduse kõrge väärtus), mis piksli suurendamisel hakkas lihtsustuma.



Joonis 6. Servatiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübilisel radiaalsel ja täpilisel maastikul.

Analoogselt eraldiste tihedusega, olid mõlemale 2-tasemelisele maastikule arvatud servatiheduste väärtused väga sarnase käitumisega (joonis 7). Piksli suurendamisel hakkasid väikesed eraldised maastikust kaduma, mis põhjustas servatiheduse languse kuni 90m. 100m juures ilmusid need uuesti tagasi, mis tingis indeksi väärtuse tõusu (lisad 17 ja 18). 200m piksli korral on näha, et mõlemas maastikus on väikesed eraldised täiesti kadunud ja ka servatihedus on väga madal. Mida suuremaks muutub piksel, seda vähem väikesed eraldised avaldavad mõju servatiheduse väärtusele. Alates 500m-st on kõikumised indeksi väärtuses sarnased 10*10 malelauale ja seega enamjaolt tingitud maastiku pindala muutusest.



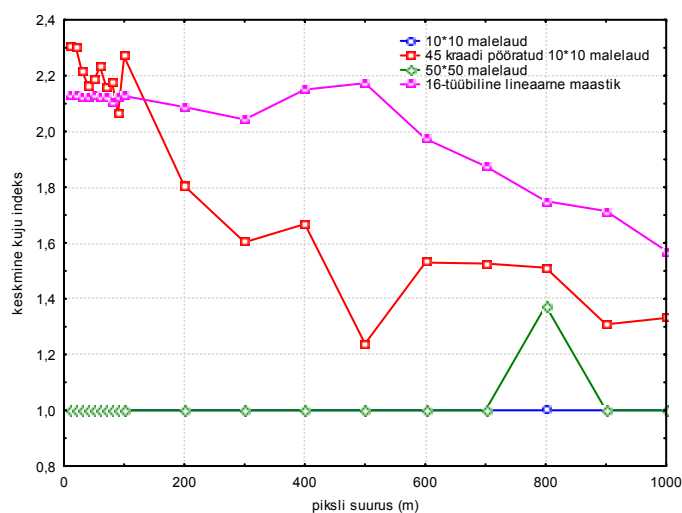
Joonis 7. Servatihedus muutus piksli suuruse muutmisel 2-tasemelisel osalt juhustriga ja 2-tasemelisel regulaarmustriga maastikul.

3.1.1.3 Keskmise kuju indeks (SHAPE_MN)

10*10 malelauale arvatud keskmine kuju indeks ei muutunud piksli suurendamisel üldse (joonis 8), kuigi maastikus olevate eraldiste kuju muutus üsna arvestatavalt (lisa 11). Tõenäoliselt ei erinenud nende ristkülikute ümbermõõt oluliselt sama pindalaga ruudu omast (McGarigal and Marks, 2002).

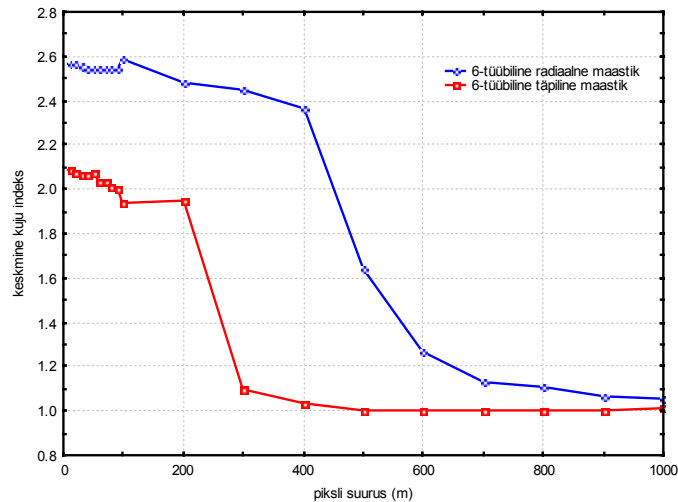
50*50 malelaua puhul omas keskmine kuju indeks kogu aeg sama väärtust (joonis 8) v.a 800m ruumilise lahutuse juures, kus maastik koosnes ühest suurest ruudust ja väljavenitatud ribast, mis tingis indeksi väärtuse tõusu (lisa 14). Seega väga pikad kitsad eraldised tõstavad keskmise kuju indeksi väärtusi, mida võib näha ka lineaarse maastiku keskmise kuju indeksi väärtustest (joonis 8). Graafiku langus on siinkohal põhjustatud eraldiste pikkuse ja laiuse suhte vähenemisest (lisa 14).

45° pööratud malelauale arvatud keskmise kuju indeksite väärtused langevad tugevalt, kuna eraldiste kuju lihtsustub piksli suurendamisel (joonis 8). Eraldiste pööratuse tõttu on nende kuju rastrina keerukas, muutudes 500m juures üsna sirgjooneliseks (lisa 12).



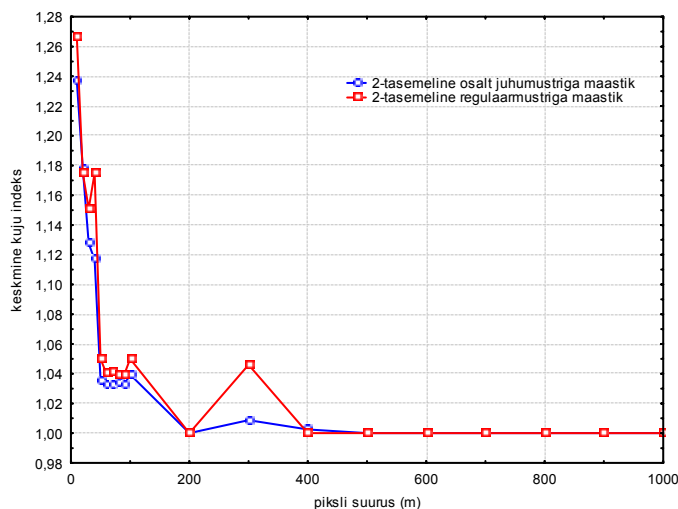
Joonis 8. Keskmise kuju indeksi muutus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelaua, 45° pööratud 10*10 malelaua, 50*50 malelaua ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

Radiaalsele ja täpilisele maastikule arvatud keskmise kuju indeksi käitumine oli üsna sarnane (joonis 9), kuna mõlemas maastikus olid ühesuguse kujuga eraldised (lisa 15 ja 16). 1000m juures on mõlema maastiku kujuindeksi väärtus peaaegu üks (maastik koosneb ruutudest).



Joonis 9. Keskmise kuju indeksi muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübisel radiaalsel ja täpilisel maastikul.

Ka keskmise kuju indeksi käitumine on mõlemal 2-tasemelisel maastikul väga sarnane, mis viitab sellele, et väikeste eraldiste asend maastikus indeksi väärtusi oluliselt ei mõjuta. Indeksi väärtus langeb järsult mõlema maastiku puhul kuni 60m piksli suuruseni (joonis 10). Peale 400m on indeksi väärtus mõlemal maastikul üks, sest väikesed eraldised enam selle suurust ei mõjuta (lisad 17 ja 18).



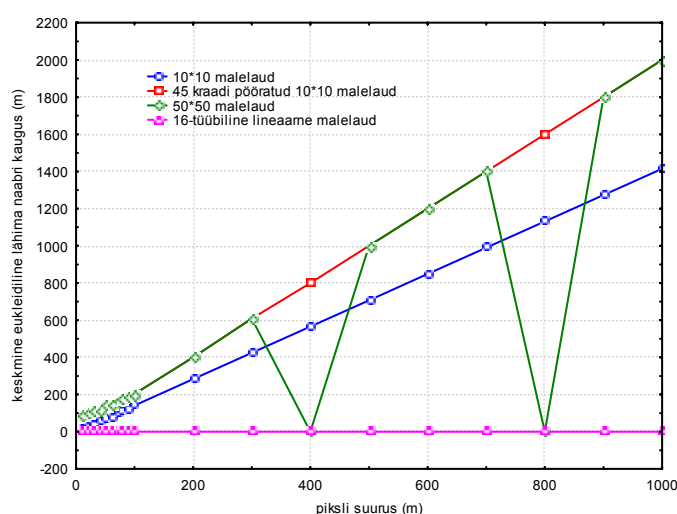
Joonis 10. Keskmise kuju indeksi muutus sõltuvalt piksli suuruse muutmisest 2-tasemelisel osalt juhumustriga ja 2-tasemelisel regulaarmustriga maastikul.

3.1.1.4 Keskmise eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN)

Keskmise eukleidiline lähima naabri kaugus kasvab lineaarselt 10*10, 50*50 ja 45° kraadi pööratud malelual (joonis 11), kuigi näiteks 10*10 malelual on näha, et 100m, 200m ja 1000m-se piksli suuruse juures on maastikupilt täpselt ühesugune ja eraldiste omavahelised kaugused võrdsed (lisa 11). Seega tundub see indeks olevat otseses sõltuvuses piksli

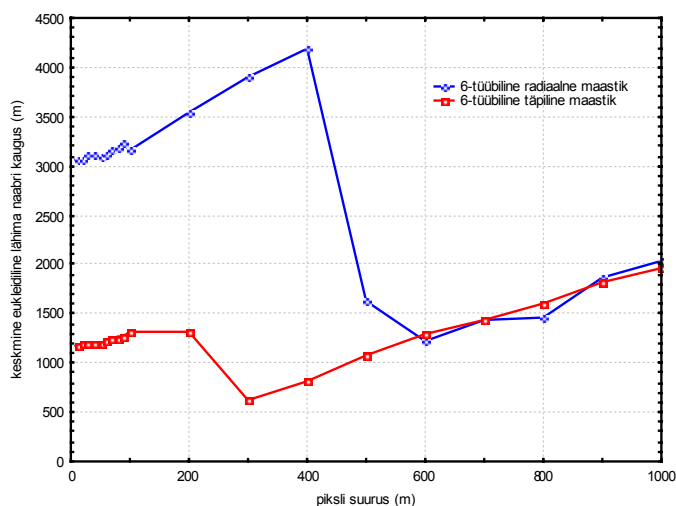
suurusest, kuna mõõdab eraldiste vahelisi kaugusi piksli keskpunktist lähtuvalt. Näiteks, kui 10*10 malelaual on piksli suurus 10m, siis ENN_MN = 14,14m; piksli suurus on 20m, siis ENN_MN = 28,28m.

16-tüübilisel lineaarsel maastikul oli indeksi väärtus kogu aeg null (joonis 11), sest kahte samatüübilist eraldist maastikus ei leidu (lisa 13). 50*50 malelauale arvutatud indeksi väärtus langeb 400m ja 800m-se ruumilise lahutuse juures nulli, kuna esimesel juhul on maastikus ainult üks eraldis ja teisel juhul kaks eritüübilist eraldist (lisa 14).



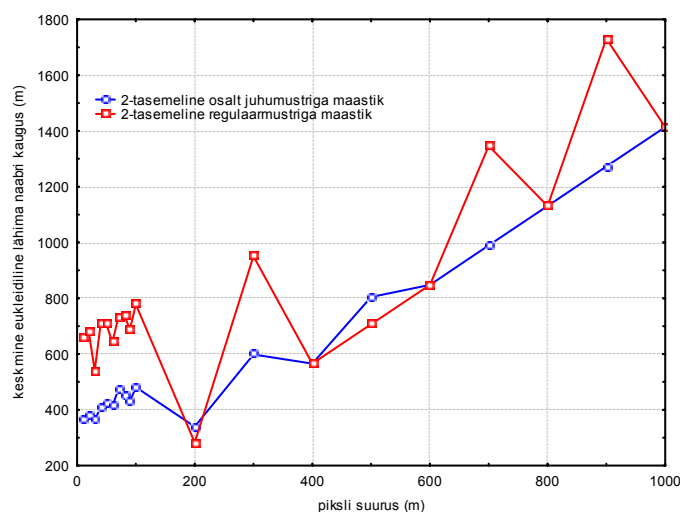
Joonis 11. Keskmise eukleidilise lähima naabri kaugus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelaual, 45° pööratud 10*10 malelaual, 50*50 malelaual ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

6-tüübiliste maastikele arvutatud keskmise lähima naabri kaugus ei ole nii selge käitumisega kui malelaudade puhul (joonis 12). Täpilisel maastikul toimub suurem indeksi väärtuse langus peale 300m, mille põhjuseks on samuti pikslite vaheliste ühenduste katkemine ja uute eraldiste teke (lisa 15). Radiaalsel maastikul kasvab indeksi väärtus kuni 400m piksli suuruseni ja langeb siis järsult, kuna ühendused pikslite vahel katkevad ning tekib palju ühepikslilisi eraldisi, mis on üksteisele väga lähedal (lisa 16). Edasine indeksi väärtuse tõus on otseselt tingitud piksli suurenemisest.



Joonis 12. Keskmise eukleidilise lähima naabri kauguse muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübisel radiaalsel ja täpisel maastikul.

2-tasemeliste maastike puhul tõuseb keskmise eukleidilise kaugus piksli suurendamisel. Suuremad langused ja tõusud indeksi väärtustes on tingitud väikeste eraldiste kadumisest ja ilmumisest (joonis 13). Eriti ilmekalt väljendub see regulaarmustiga maastikul (lisa 18).

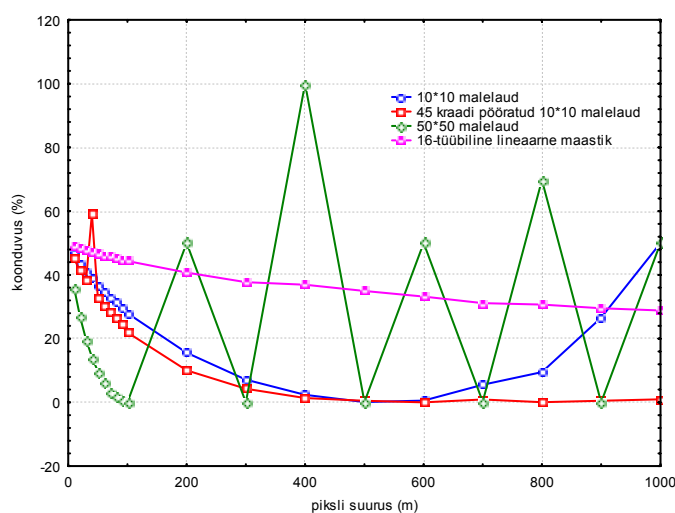


Joonis 13. Keskmise eukleidilise lähima naabri kaugus piksli suuruse muutmisel 2-tasemelise osalt juhustriga ja 2-tasemelise regulaarmustiga maastikul.

Juhustriga maastikul indeksi väärtus suureneb lineaarselt alates 600m piksli suurusest ja väikesed eraldised enam indeksi ei mõjuta, sest 700m ja 900m ruumilise lahutuse juures on mõlemat (rohelist ja punast) eraldist ainult üks (lisa 17).

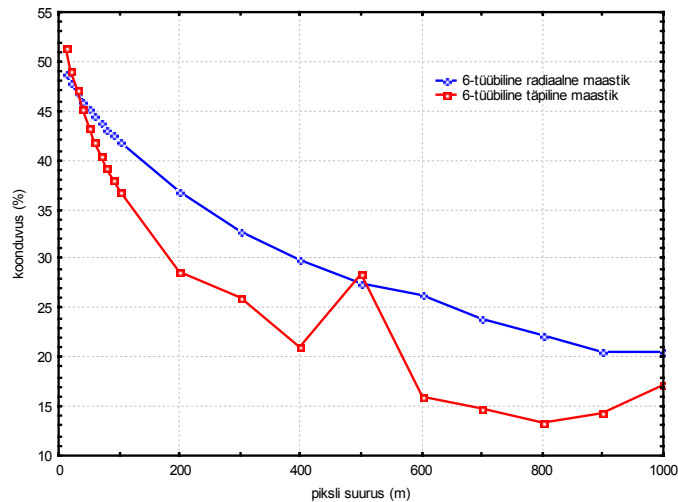
3.1.1.5 Koonduvus (CONTAG)

Jooniselt 14 võib näha, et koonduvuse väärtusi mõjutab piksli suurendamine väga palju. Lineaarse maastiku ja 45° pööratud malelauru puhul koonduvuse väärtus langeb ühtlaselt, kuna pikslite arv ühes eraldises väheneb (joonis 14). 10*10 malelaurul väheneb koonduvus nullini 500m ruumilise lahutuse juures ja tõuseb siis esialgsele tasemele 1000m-i juures, kuigi maastiku konfiguratsioon on 100m, 500m ja 1000m piksli korral täpselt ühesugune. 50*50 malelauru puhul on näha, et indeksi väärtus tõuseb, kui iga eraldis koosneb ainult ühest pikslist (lisa 14) ja langeb, kui eraldise moodustavad rohkem kui üks pikslist, mis on oodatule vastupidine. 1000m juures peaks koonduvus olema null, sest iga eraldis koosneb ühest pikslist ja nende vahelduvus on maksimaalne. Koonduvus tõuseb maksimumini (100%-ni) 400m juures, kus kogu maastikus on ainult üks eraldis.



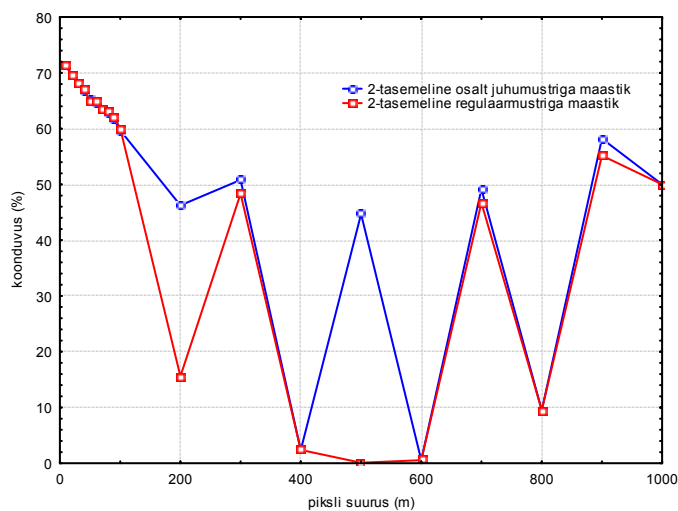
Joonis 14. Koonduvuse muutus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelauru, 45° pööratud 10*10 malelauru, 50*50 malelauru ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

6-tüübilistel maastikel koonduvus ühtlaselt langeb v.a üksik tõus täpiliselt maastikul 500m juures (joonis 15). Tõus on tingitud roheliste eraldiste kompaktsusest (palju piksleid ühes eraldises). Peale 500m moodustab peaaegu iga piksel omaette eraldise ja seetõttu on ka koonduvuse väärtus madal. Kuigi esialgsel radiaalsel maastikul tunduvad eraldised rohkem koondunud olevat (maastik koosneb ainult üheksast eraldisest), siis on selle koonduvus madalam täpiliselt maastiku omast. Täpiliselt maastiku kõrge koonduvuse põhjuseks võib pidada lillat eraldise tüüpi, mis moodustab terviku kogu maastikus (lisa 15).



Joonis 15. Koonduvuse muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübisel radiaalsel ja täpilisel maastikul.

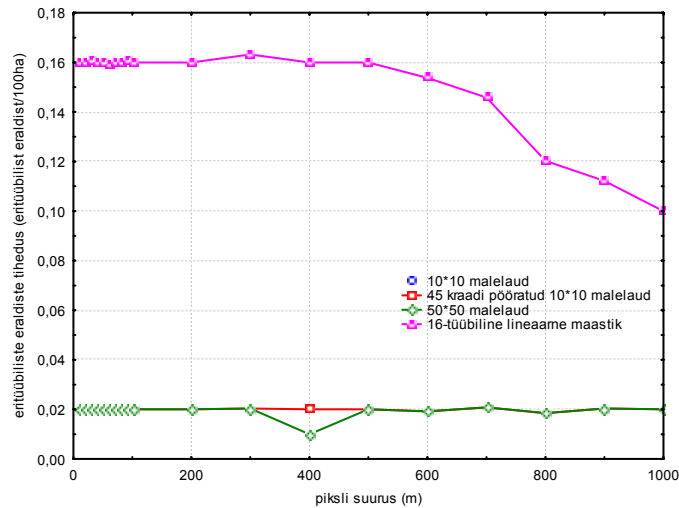
Joonise 16 põhjal võib oletada, et koonduvus on väga tugevalt mõjutatud väikestest eraldistest, kuna mõlema 2-tasemelise maastiku graafiku joone käitumine järgib täpselt nende kadumist ja ilmumist maastikus (lisad 17 ja 18). Tõenäoliselt vähendavad väikesed eraldised vaheldumist (naabrussuhete arv muutub väga ebavõrdseks) ja seetõttu tõuseb koonduvuse väärtus nende ilmumisel maastikus.



Joonis 16. Koonduvuse muutus piksli suuruse muutmisel 2-tasemelisel osalt juhumustriga ja 2-tasemelisel regulaarmustriga maastikul.

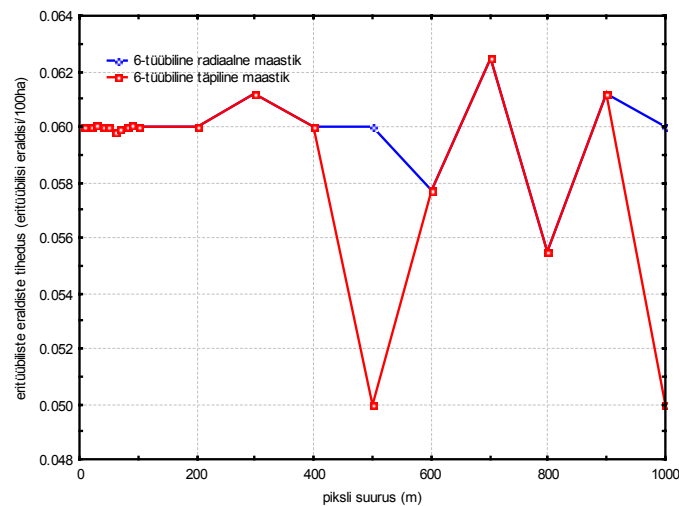
3.1.1.6 Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)

10*10 ja 45° pööratud malelaua puhul ei muutu eritüübiliste eraldiste tihedus üldse, kuna kõikide ruumiliste lahutuste juures on maastikus kahte tüüpi eraldisi (joonis 17). 16-tüübisel lineaarsel maastikul hakkab indeksi väärtus peale 400m-t langema, kuna eraldiste tüüpe jääb järjest vähemaks (lisa 13). 50*50 malelaua langeb indeksi väärtus 400m juures 0,01-ni, sest maastikus on ainult ühte tüüpi eraldis (lisa 14).



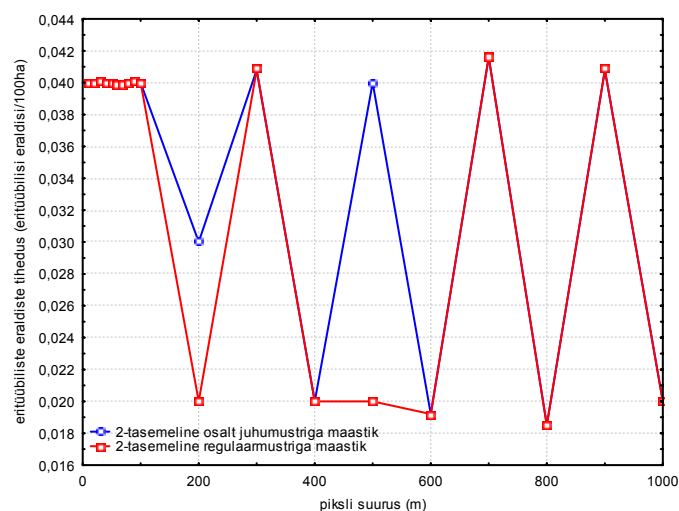
Joonis 17. Eritüübiliste eraldiste tiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelauda, 45° pööratud 10*10 malelauda, 50*50 malelauda ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

Maastiku konfiguratsioon on mõlemal 6-tüübilisel maastikul väga erinev, kuid eritüübiliste eraldiste tihedus sõltub ainult maastiku kompositsioonist (McGarigal and Marks, 2002). Seega on radiaalsel ja täpilisel maastikul on indeksi käitumine identne seni, kuni mõlemas on võrdne arv eraldiste tüüpe. 500m ja 1000m piksli suuruse korral, kus täpilisest maastikust kaob üks eraldise tüüp ära, langeb indeksi väärtus (joonis 18 ja lisa 15).



Joonis 18. Eritüübiliste eraldiste tiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübilisel radiaalsel ja täpilisel maastikul.

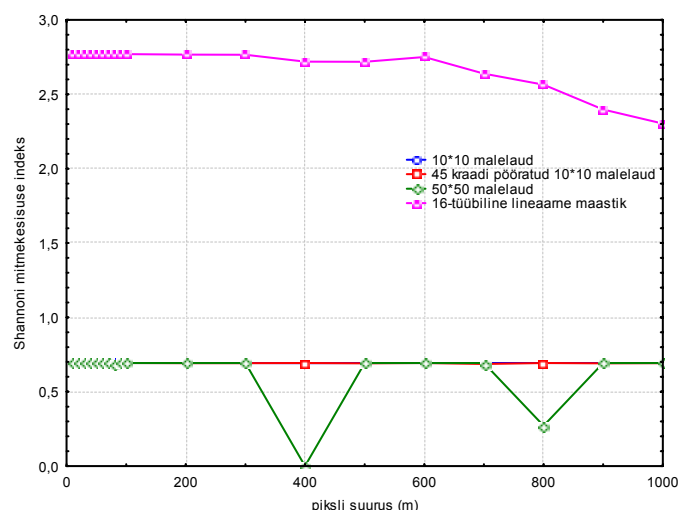
2-tasemeliste maastikele arvatud eritüübiliste eraldiste tihedust mõjutas väga tugevalt väikeste eraldiste kadumine ja ilmumine (joonis 19 ja lisad 17 ning 18).



Joonis 19. Eritüübiliste eraldiste tiheduse muutus piksli suuruse muutmisel 2-tasemelisel osalt juhustriga ja 2-tasemelisel regulaarmustriga maastikul.

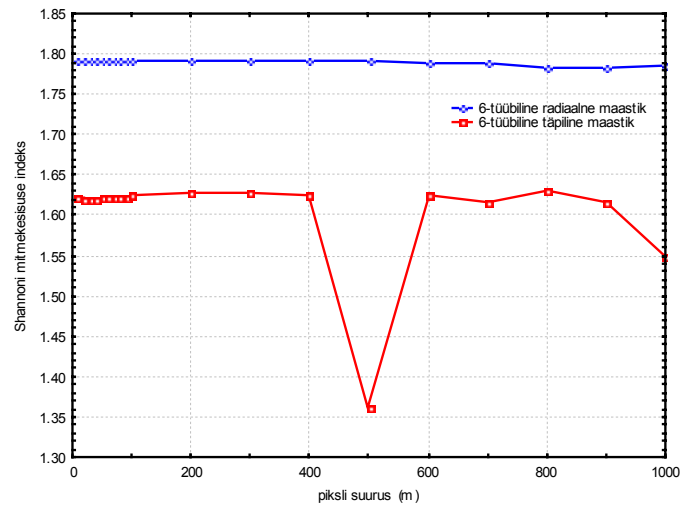
3.1.1.7 Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)

Shannoni mitmekesisuse indeksi käitumine piksli suurendamisel kolme malelaoa ja lineaarse maastiku puhul oli väga sarnane eritüübiliste eraldiste tiheduse käitumisele (joonis 20). Erinevus 50*50 malelaoa indeksi väärtuses 800m juures tuleneb sellest, et Shannoni mitmekesisuse indeks on tundlik eraldiste ühtlusele maastikus. Kui eraldiste jaotumine on väga ebahühtlane, siis langeb ka indeksi väärtus (McGarigal and Marks, 2002). Eelkõige on indeks aga tundlik eraldiste rohkusele ja seetõttu ei esine olulisi kõikumisi teiste maastike puhul, kuigi ühtlus teatud määral muutub.



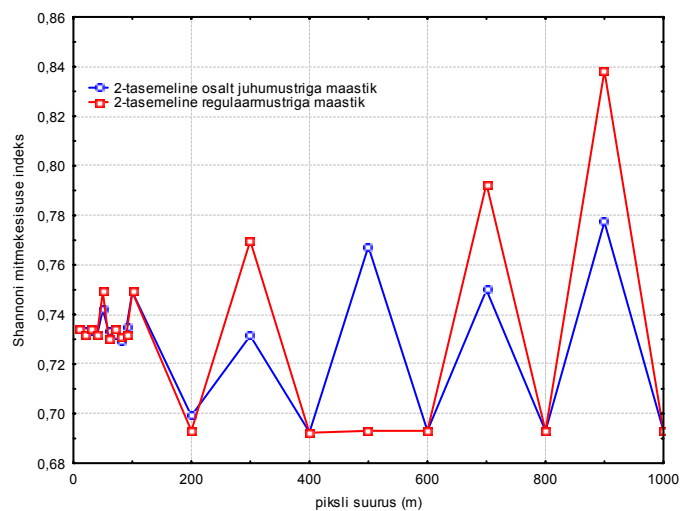
Joonis 20. Shannoni mitmekesisuse indeksi muutus piksli suuruse muutmisel 10*10 malelaoa, 45° pööratud 10*10 malelaoa, 50*50 malelaoa ja 16-tüübilisel lineaarsel maastikul.

6-tüübiliste maastike puhul muutus Shannoni indeksi väärtus oluliselt ainult siis, kui mõni eraldise tüüp ära kadus (joonis 21). 500m juures langes täpilise maastiku indeksi väärtus seetõttu 1,35-ni.



Joonis 21. Shannoni mitmekesisuse indeksi muutus piksli suuruse muutmisel 6-tüübilisel radiaalsel ja täpilisel maastikul.

Kõige paremini oli indeksi eraldiste rohkusest sõltuvus näha 2-tasemeliste maastike puhul (joonis 22), kus indeksi väärtus kõikus tugevalt vastavalt eraldiste arvule maastikus.



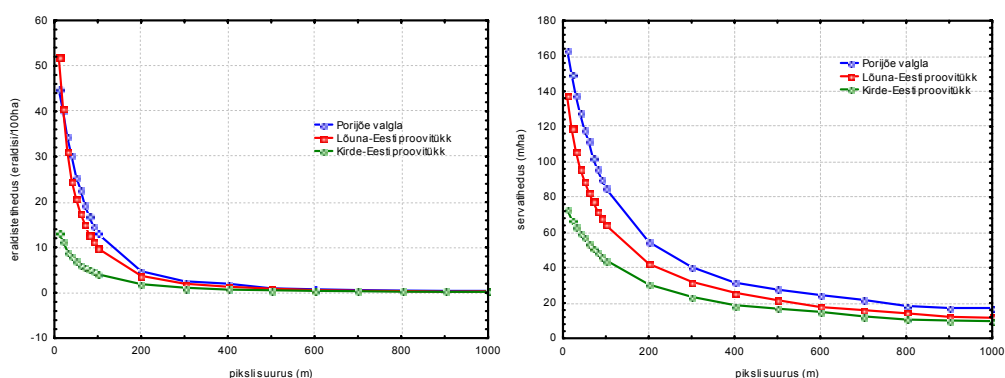
Joonis 22. Shannoni mitmekesisuse indeksi muutus piksli suuruse muutmisel 2-tasemelisel osalt juhusustriga ja 2-tasemelisel regulaarmustriga maastikul.

3.1.2 Reaalsed maastikud

Reaalsete maastike analüüsi tulemuste grupeering järgib Wu *et al.* (2002) rühmitust.

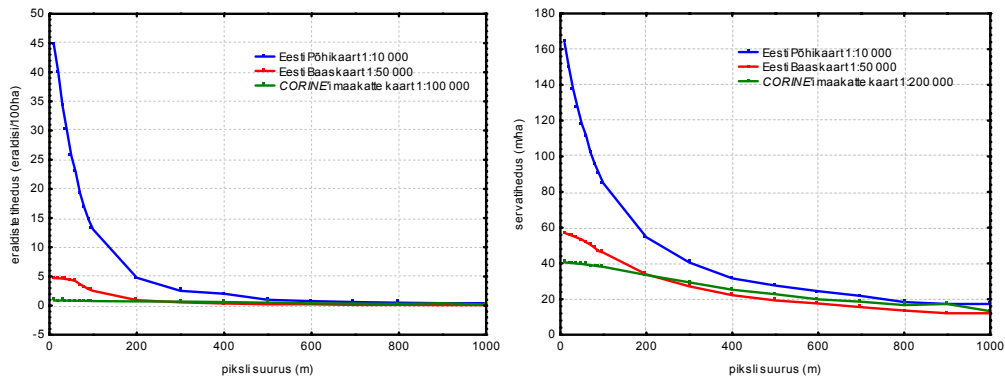
3.1.2.1 I tüüp

Siia rühma kuulusid eraldiste tihedus (PD) ja servatihedus (ED) ja nende käitumine oli piksli suuruse muutmisel ennustatav (joonis 23). Seos indeksite ja piksli suuruse vahel oli logaritmiline ($R^2 > 0,90$). Siiski oli indeksite käitumine erinevate maastike puhul veidi erinev. Porijõe valgla ja Lõuna-Eesti proovitükk arvatud servatiheduse ja eraldiste tiheduse väärtused langesid väga kiiresti jäädes siis püsima enamvähem ühele tasemele. Kirde-Eesti puhul indeksi väärtus ei langenud nii palju. Servatiheduse väärtustes kaob erinevus kolme maastiku vahel 400m ruumilise lahutuse juures. Seega omandavad erineva keerukusega maastikud teatud lahutuse juures ühesuguse väärtuse st., et neil ei ole võimalik enam vahet teha antud näitaja alusel. Võib öelda, et mingist piirist alates kaotab indeks oma õigsuse erineva keerukusega maastike hindamisel. Seega tuleks servatiheduse ja eraldiste tiheduse alusel erinevate maastike võrdlemisel ruumilise lahutuse muutmisse väga ettevaatlikult suhtuda.



Joonis 23. I tüüpi indeksite väärtuste muutumine piksli suurendamisel.

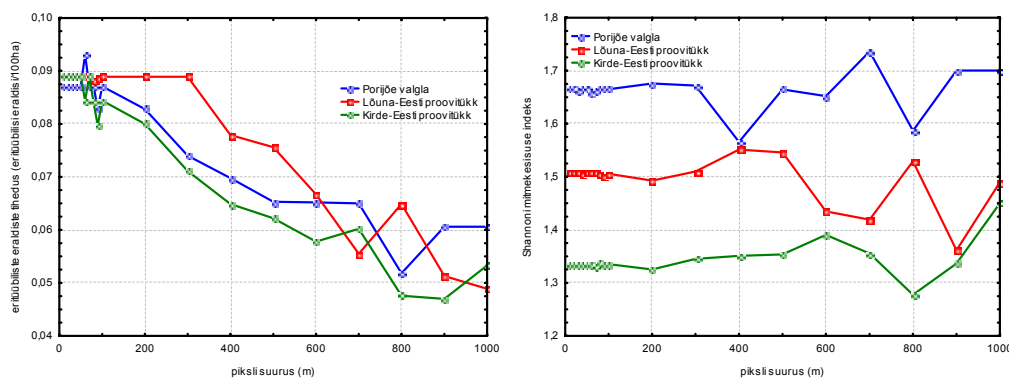
Servatiheduse ja eraldiste tiheduse tulemustest tuleb hästi välja ka indeksite väärtuste erinevused kaardi mõõtkavast lähtudes (joonis 24). Põhikaardile arvatud indeksite väärtused langevad kõige rohkem jõudes 500m ruumilise lahutuse juures samale tasemele baaskaardile ja CORINE'i maakatte kaardile arvatud indeksite väärtusega. Indeksite erinevus on tingitud nii erinevast generaliseerituse tasemest kui ka maakasutuse/katte klassifikatsioonist. Viimase tõttu ei ole ka baaskaardi ja CORINE'i maakatte kaardi vaheline erinevus väga suur.



Joonis 24. Porijõe valglae arvatud I tüüpi indeksite väärtuste muutumine piksli suurendamisel erinevate mõõtkavadega kaartide puhul .

3.1.2.2 II tüüp

II tüüpi kuulusid eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD) ja Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI), mille väärtused muutusid astmeliselt piksli suuruse kasvades (joonis 25).



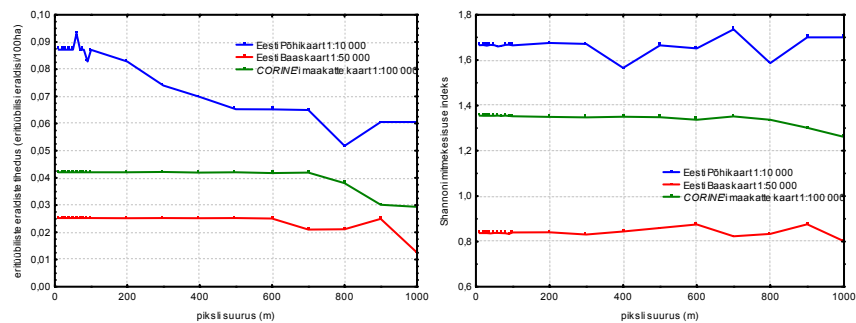
Joonis 25. II tüüpi indeksite väärtuste muutumine piksli suurendamisel.

Eritüübiliste eraldiste tihedus Lõuna-Eesti proovitüki puhul hakkas oluliselt vähenema peale 300m-t, kui eraldiste tüübid hakkasid maastikust kaduma (joonis 25). Porijõe valgale ja Kirde-Eestile arvatud indeksi väärtused kõiguvad veidi vahemikus 60-90m ja hakkasid oluliselt kahanema peale 100m. Analüüsi tulemustest võib järeldada, et eritüübiliste eraldiste tihedust praktiliselt ei mõjuta ruumilise lahutuse muutmine seni, kuni klasside arv jääb samaks.

Shannoni mitmekesisuse indeks ei muutu peaaegu üldse piksli suurendamisel teatud piirini. See viitab sellele, et kuigi eri tüüpi eraldised hakkavad maastikust kaduma juba alates 100m ruumilisest lahutusest, siis tõenäoliselt muutub eraldiste omavaheline jaotus ühtlasemaks ja seetõttu indeksi väärtus ei muutu oluliselt. 300m piksli suurusest alates hakkab aga indeksi väärtus muutuma (joonis 25). Samast piksli suurusest alates hakkab muutuma ka maakasutuse

tüüpide arv. Indeks on tundlikum harva esinevatele maakasutustüüpidele (McGarigal and Marks, 2002).

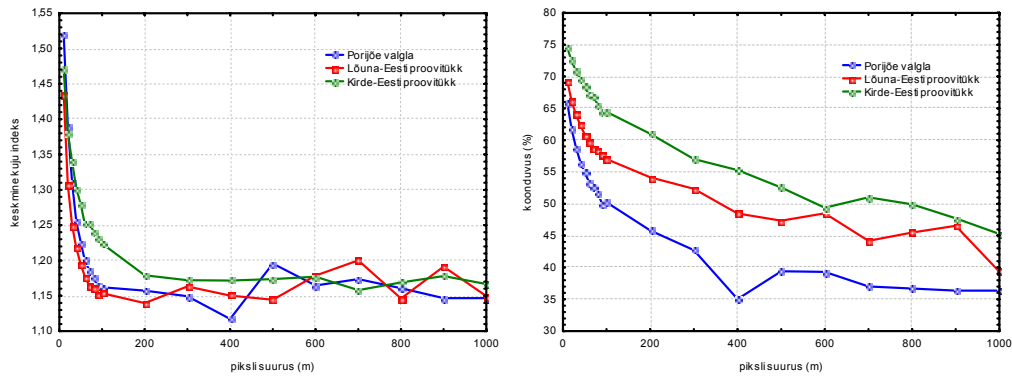
Erinevate mõõtkavade puhul on nende indeksite käitumine samuti astmeliselt kahanev (joonis 26). Põhikaardile arvutatud indeksite väärtused on kõige kõrgemad ning baaskaardi omad madalaimad. Põhjuseks on erinevus maakasutuse/katte klassifikatsioonides (lisad 9 ja 10). Erinevalt I tüüpi indeksitest ei ühtlustu piksli suurenedes nende väärtused. Mõlemate mitmekesisuse indeksite väärtused küll kahanevad veidi astmeliselt, kuid põhikaardile arvutatud indeksite väärtused ei lange nii madalale, kui *CORINE*'i maakatte kaardi omad. Seega erinevus kaartide vahel säilib.



Joonis 26. Porijõe valgale arvutatud II tüüpi indeksite väärtuste muutumine piksli suurendamisel erinevate mõõtkavadega kaartide puhul.

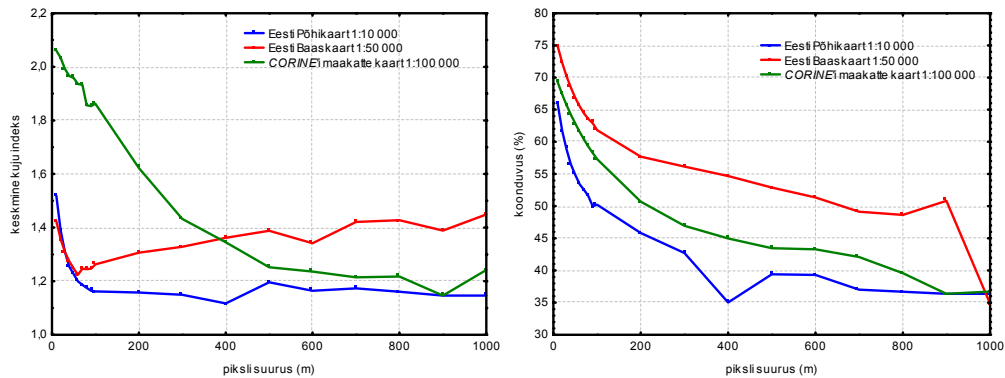
3.1.2.3 III tüüp

Keskmine kaju indeks (SHAPE_MN), keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN) ja koonduvus (CONTAG) kuulusid III tüüpi. Need indeksid ei omanud ennustatavaid seoseid piksli suuruse muutmisega, kuigi teatud ruumilise lahtuseni langesid koonduvuse ja keskmise kaju indeksi väärtused ühtlaselt, siis alates 300m piksli suurusest muutub indeksite käitumine juhuslikuks (joonis 27). Keskmise kaju indeksite väärtused ühtlustuvad 300m juures ja maastike omavaheline erinevus praktiliselt kaob.



Joonis 27. III tüüpi indeksite väärtuste muutumine piksli suurendamisel.

Keskmise eukleidiline lähima naabri kaugus kasvas piksli suurendamisel algul lineaarselt nagu ideaalmaastike puhulgi, kuid teatud ruumilisest lahutusest alates oli selle väärtuse kõikumine juhuslik.



Joonis 28. Porijõe valgale arvatud III tüüpi indeksite väärtuste muutumine piksli suurendamisel erinevate mõõtkavadega kaartide puhul.

Erinevate mõõtkavadega kaartide puhul ei oma need indeksid väga selgeid seoseid piksli suurendamisega (joonis 28). Keskmise kju indeksi ja koonduvuse väärtused langevad algul ühtlaselt ja hakkavad seejärel korrapäratult kõikumama. Samuti ei ole siin seaduspära – mida suurem mõõtkava, seda suurem on keskmine kju indeks. Antud juhul on kõige kõrgemad kju indeksi väärtused CORINE'i maakatte kaardi puhul. CORINE'i maakatte kaardil on suured keeruka kujuga areaalid, mis tõstavad indeksi väärtust. Põhikaardil ja baaskaardil langetavad keskmise kju indeksi väärtust ehitised, mis on väga korrapärase kujuga. Koonduvus peaks olema suurim CORINE'i maakatte kaardile arvatuna ja väiksem põhikaardil. Tegelikult on indeksi väärtus suurim baaskaarile arvatuna, mille põhjuseks on suured loodusliku ala massiivid.

3.2 MAASTIKUINDEKSID AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA

3.2.1 Ainete väljakande seos maakasutusega

3.2.1.1 Ainete väljakande seos maakasutusega baaskaardi järgi

Kõik vee kvaliteedi näitajad korreleerusid oluliselt hoonestatud alade osakaaluga valgla v.a BHT₇ (tabel 1). Tugevaim oli seos üldfosfori puhul ($\rho > 0,7$), mille põhjuseks on tõenäoliselt see, et suur osa veekogudesse jõudvast fosforist pärineb inimeste poolt kasutatavatest pesuainetest. PHT puhul oli seos ainsana negatiivne st. mida suurem oli hoonestatud alade protsent, seda väiksemad olid PHT väärtused, mis tuleneb tõenäoliselt sellest, et linnadest ei tule eriti raskesti lagundatavaid orgaanilisi aineid.

Tabel 1. Maakasutuse osakaalude ja väljakannete vahelised astakorrelatsioonikordajad. Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on märgitud rasvases kirjas.

	looduslike alade osakaal (%)	põllumajanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
BHT ₇ (mgO ₂ /l)	-0.13	0.05	-0.18	0.27
PHT (mgO ₂ /l)	0.59	-0.69	0.55	-0.67
N _{üld} (mgN/l)	-0.44	0.40	-0.25	0.52
P _{üld} (mgP/l)	-0.59	0.46	-0.09	0.73

Kõikide ülejäänud maakasutuse tüüpide osakaaludega olid statistiliselt usaldusväärsed seosed vaid PHT-l (tabel 1). Soode ja looduslike alade osakaaluga oli korrelatsioon positiivne, seega mida rohkem on valgla soid ja looduslikke alasid, seda suurem PHT väärtus. Seosed ei ole küll väga tugevad ja kirjeldavad kogu variatsioonist ~30% soode ja ~31% looduslike alade puhul, kuid siiski olulised. Selline seose iseloom on tingitud sellest, et PHT näitab eelkõige raskesti lagundatavate orgaaniliste ainete hulka, mida kõige rohkem tuleb soodest ja looduslikest aladest.

Üldfosfor korreleerus looduslike ja põllumajanduslike aladega (ρ väärtus vastavalt -0,59 ja 0,46). Mida rohkem on valgla põllumajanduslikke alasid, seda suurem P_{üld}-i väärtus ning looduslike alade puhul vastupidi. Looduslike aladega korreleerus ka üldlämmastik.

3.2.1.2 Ainete väljakande seos maakasutusega CORINE'i maakatte kaardi järgi

CORINE'i maakattel olid baaskaardi maakasutusega sarnased seosed väljakannetega. Kõikidel veekvaliteedi näitajatel v.a BHT₇-l oli statistiliselt usaldusväärne seos hoonestatud

alade osakaaluga valglast (tabel 2). Üldiselt näitab see valglate väljakannete sõltuvust punktreostusallikatest.

Tabel 2. Maakasutuse osakaalude ja väljakannete vahelised astakorrelatsioonikordajad. Statistiliselt usaldusväärsed (olulisuse kriteerium $p < 0,05$) väärtused on märgitud rasvases kirjas.

	looduslike alade osakaal (%)	põllumajanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
<i>BHT₇ (mgO₂/l)</i>	0.22	-0.22	-0.03	0.14
<i>PHT (mgO₂/l)</i>	0.70	-0.81	0.55	-0.42
<i>N_{üld} (mgN/l)</i>	-0.34	0.35	-0.27	0.54
<i>P_{üld} (mgP/l)</i>	-0.59	0.49	-0.10	0.51

Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakandel olid statistiliselt usaldusväärsed seosed põllumajanduslike alade, looduslike alade ja soode osakaaluga (tabel 2). Põllumajanduslike maade suure osakaalu korral on orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakanne valglast väike ning looduslike alade puhul on vastupidi. Kui valglast on palju sood, siis on sealt raskesti lagundatavate orgaaniliste ainete väljakanne suurem, mille põhjuseks on soodest ja looduslikelt aladelt pärinev suur humiainete hulk. Üldfosfori väljakanne on vastupidiselt PHT-le väiksem, kui valglast on rohkem looduslike alasid. Mida suurem on põldude osakaal valglast, seda suurem on ka reostuskoormus väetiste näol, mille tulemuseks on suuremad üldfosfori väljakanded.

Soode, põllumajanduslike maade ja looduslike alade osakaaluga puudus BHT₇-l ja üldlämmastikul seos üldse.

3.2.2 Ainete väljakande seosed maastikuindeksitega

3.2.2.1 Ainete väljakande seosed baaskaardi maakasutuse järgi arvatud maastikuindeksitega

Baaskaardi analüüs ei andnud väga häid tulemusi ja sellest ilmnes, et maastikuindeksid omasid üsna tugevaid seoseid maakasutusega (lisa 19). Mida rohkem on põllumaid, seda suurem oli näiteks valgla servatihedus ja eraldiste tihedus. Selle põhjuseks on baaskaardi maakasutuse klassifikatsiooni omapära, kus looduslikes alades pole eristatud rohumaid ega erinevaid metsatüüpe ja nii moodustavad nad suuri kompaktseid massiive (lisa 9). Seetõttu on baaskaardi analüüsi tulemusi käsitletud lühemalt.

3.2.2.1.1 Eraldiste tihedus (PD)

Eraldiste tihedusega korreleerus PHT ja üldfosfor (ρ väärtus vastavalt -0,75 ja 0,44), mille põhjuseks võib pidada maakasutuse mõju seosele (lisa 19). Eraldiste tihedus korreleerus tugevalt kõigi maakasutuse osakaaludega. Eraldiste tihedus oli suurem, kui valglas oli rohkem põlde. Kuna üldfosfori seos põllumajanduslike aladega oli positiivne, siis on ka indeksi ja väljakande vaheline seos positiivne. Ka PHT seosed maakasutuse osakaaludega olid väga head ja seega ei saa väita, et indeksi ja raskesti lagundatavate orgaaniliste ainete väljakande vahelised seosed oleks põhjuslikud.

3.2.2.1.2 Servatihedus (ED)

Servatihedusega korreleerus ainukesena PHT ($\rho = -0,62$), mille põhjuseks oli jällegi maakasutuse mõju seosele (lisa 19). Põllumajanduslike valglate servatiheduse väärtus oli suurem looduslikest ning samas on põllumajanduslikelt valglatelt ka raskesti lagundatava orgaanilise aine väljavool väiksem.

3.2.2.1.3 Keskmine kuju indeks (SHAPE_MN)

See indeks ei omanud ühegi veekvaliteedi näitajaga seost ning ei korreleerunud usaldusväärselt ühegi maakasutuse tüübiga.

3.2.2.1.4 Keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus (ENN_MN)

Indeks ei omanud statistiliselt usaldusväärselt seost väljakande andmetega, kuigi korreleerus arvestatavalt põllumajanduslike, looduslike ja hoonestatud alade osakaaluga (ρ vastavalt -0,62, 0,59 ja -0,52). Nende seoste kohaselt peaksid põllumajanduslikes valglates sama tüüpi eraldised üksteisele lähemal olema.

3.2.2.1.5 Koonduvus (CONTAG)

Koonduvus omas statistiliselt usaldusväärselt seost üldfosforiga ($\rho = -0,62$). Mida rohkem on eraldised maastikus koondunud, seda väiksem on valglast üldfosfori väljakanne. Samas korreleerus koonduvus väga hästi looduslike alade osakaaluga valglas ($\rho = 0,78$), mis näitab, et baaskaardil moodustavad looduslikud alad väga suuri ja ühtseid massiive ning põllud seevastu on rohkem hajunud ja esinevad väiksemate eraldistena ($\rho = -0,60$). See võib ka olla koonduvuse ja üldfosfori vahelise seose põhjustajaks.

3.2.2.1.6 *Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)*

Eritüübiliste eraldiste tihedus ei korreleerunud arvestatavalt väljakande andmetega ning ka maakasutusega.

3.2.2.1.7 *Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)*

Shannoni mitmekesisuse indeks korreleerus hästi üldfosforiga (lisa 19). Seega peaks mitmekesisematest maastikest üldfosfori väljakanne suurem olema, mis tuleneb tõenäoliselt Shannoni mitmekesisuse indeksi negatiivsest seosest ($\rho = -0,69$) looduslike alade osakaaluga. Mida rohkem on valglas looduslikke alasid, seda homogeensem on maastik. Põllumajanduslikud valglad on samas mitmekesisemad (seos põllumajanduslike alade osakaaluga ja Shannoni mitmekesisuse indeksi vahel oli hea ($\rho = 0,46$)). Kõige tugevam oli seos hoonestatud alade osakaaluga ($\rho = 0,71$). Seega on suure hoonestatud alade osakaaluga valglad mitmekesisemad.

3.2.2.2 Ainete väljakande seosed CORINE'i maakatte kaardi järgi arvutatud maastikuindeksitega

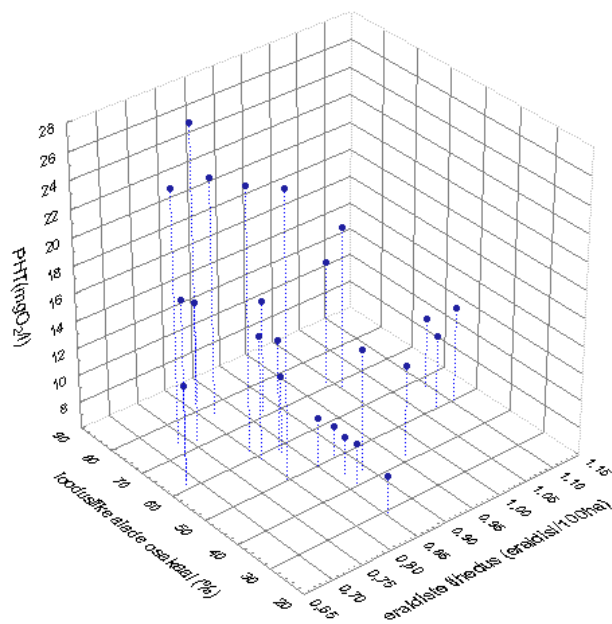
CORINE'i maakatte kaardi analüüs andis hoopis teistsugused tulemused kui baaskaart (lisa 20). Maastikuindeksid omasid väljakannetega palju rohkem statistiliselt usaldusväärseid seoseid ning maakasutusega oli neil jällegi nõrgemad korrelatsioonid kui baaskaardi puhul.

3.2.2.2.1 *Eraldiste tihedus (PD)*

Eraldiste tihedus omas statistiliselt usaldusväärset seost BHT₇ ja PHT-ga (ρ väärtused vastavalt -0,53 ja -0,49) (lisa 20). BHT₇ ei korreleerunud ühegi maakasutuse tüübiga ja seega võib oletada, et orgaaniliste ainete väljakanne on väiksem valglatest, kus on suur eraldiste tihedus.

Kuna nii PHT kui ka eraldiste tihedus korreleerusid looduslike alade osakaaluga, siis võib oletada, et see on seose põhjustaja. Jooniselt 29 on näha, et PHT väärtused kasvavad looduslike alade osakaalu tõusuga. Mingil määral võib isegi märgata, et PHT väärtused tõusevad ka ühesuguse looduslike alade osakaalu juures ning eraldiste tiheduse kasvades, mis

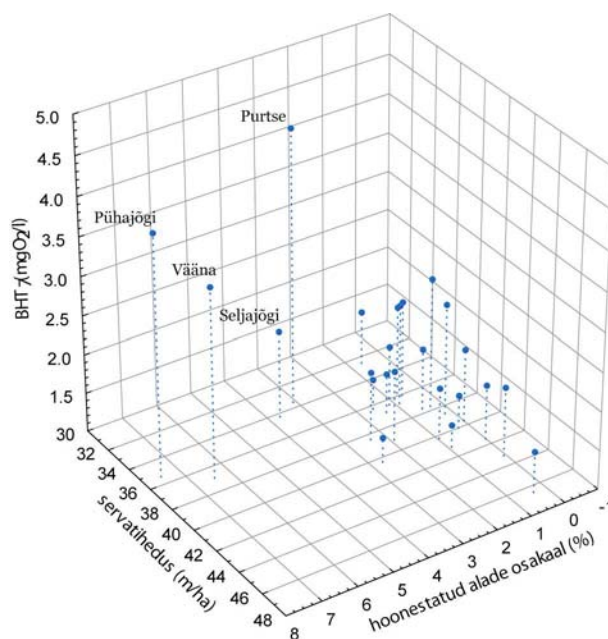
on oodatule vastupidine. Seega ei saa väita, et raskesti lagundavate ainete väljakanne on väiksem suurema eraldiste tihedusega valglast.



Joonis 29. Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakande seos looduslike alade osakaalu ja eraldiste tihedusega.

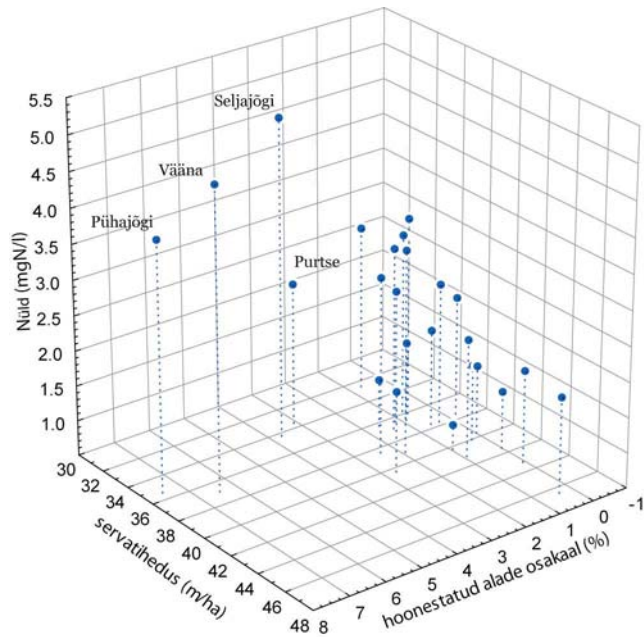
3.2.2.2.2 Servatihedus (ED)

BHT₇ omas servatihedusega statistiliselt usaldusväärset seost ($\rho = -0,46$) (lisa 20). Jooniselt 30 tulevad esile neli valglat (Purtse, Pühajõgi, Väana ja Seljajõgi), millest on orgaaniliste ainete väljakanne suur ning samas on suurim ka hoonestatud alade osakaal (punktireostuse mõju). Nende nelja valgla väljajätmine muudab korrelatsiooni ebausaldusväärseks, mis viitab sellele, et seos tuleneb ainult nende kolme valgla kõrgetest BHT₇ väärtustest ja suurest hoonestatud alade osakaalust. Samas on jooniselt näha, et ka ühesuguse hoonestatud alade osakaalu korral mõjutab servatihedus BHT₇ väärtusi.



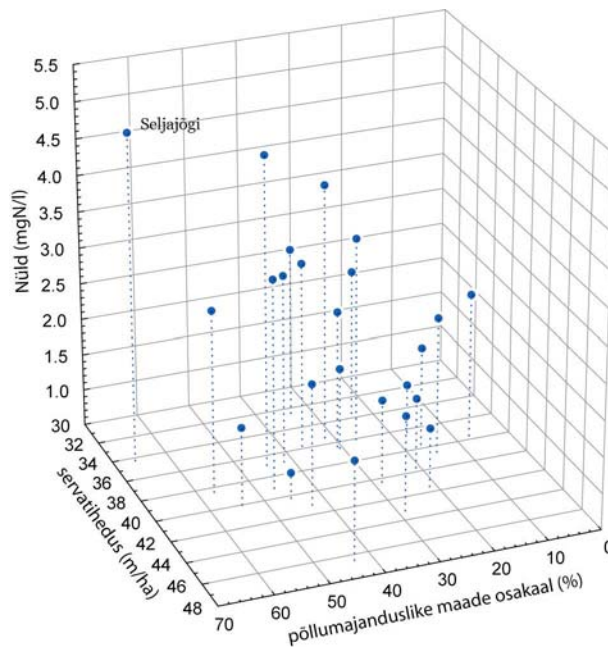
Joonis 30. Orgaaniliste ainete (BHT₇ järgi) väljakande seos hoonestatud alade osakaalu ja servatihedusega.

Servatihedusega korreleerus statistiliselt usaldusväärselt ka üldlämmastik ($\rho = -0,56$) (lisa 20). Kuna servatiheduse ja hoonestatud alade osakaalu vahel oli seos, siis avaldab see tõenäoliselt mõju ka servatiheduse ja ainete väljakande vahelistele seostele. Peamiselt avaldub see nelja valgla näol (Pühajõgi, Vääna, Seljajõgi ja Purtse), mis eristuvad selgelt jooniselt 31. Seljajõe valgla üldlämmastiku kõrged väärtused on eelkõige tingitud suurest põllumajanduslike alade osakaalust (66,08%), mille tõttu on ka põllumajanduslik reostus suurem. Ülejäänud valglate puhul pole märgata suuri erisusi hoonestuse osakaalus ning samas on selgelt näha servatiheduse mõju üldlämmastiku väärtustele



Joonis 31. Üldlämmastiku väljakande seos hoonestatud alade osakaaluga ja servatihedusega.

Üldlämmastik korreleerus ka looduslike ja põllumajanduslike alade osakaaluga valglas (joonis 32). Jooniselt võib näha, et mida rohkem on põllumajanduslikke alasid ning mida väiksem on servatihedus, seda suuremad on üldlämmastiku väärtused.



Joonis 32. Üldlämmastiku väljakande seos põllumajanduslike maade osakaaluga ja servatihedusega.

Orgaaniliste ainete (BHT₇ järgi) ja üldlämmastiku väljakande seostest servatihedusega võiks järeldada, et keerukamast maastikust on ainete väljakanne väiksem, sest eraldiste servades on

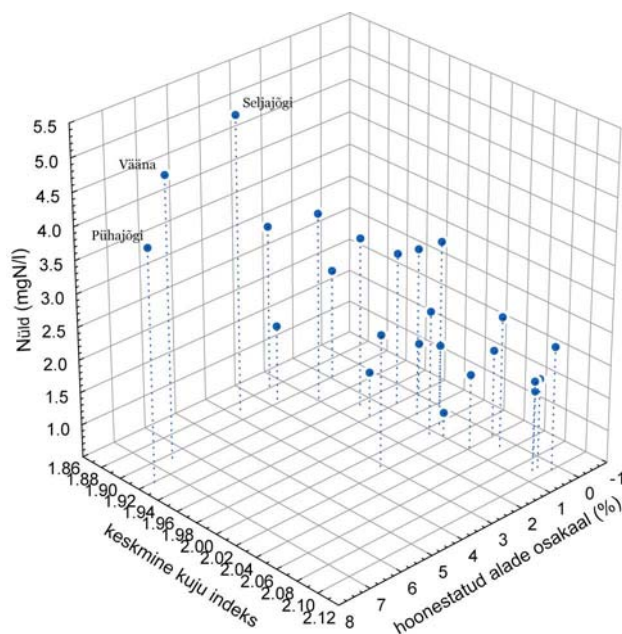
toitainete tarbimine intensiivsem. Kindlamalt saaks see väide kinnitust juhul, kui sama analüüsi oleks võimalik läbi viia punktreostusest mõjutamata valglatel. Samas ei pruugi servatiheduse ja orgaaniliste ainete (BHT_7 järgi) ning üldlämmastiku väljakannete vaheline korrelatsioon näidata veel põhjuslikku seost. Tundub, et esmajärjekorras mõjutab orgaanilise aine ja lämmastiku väljakannet maakasutus ning servatihedus on teisejärguline tegur ning käesolevas uurimuses pole neid võimalik eristada.

Maakasutuse mõju maastikuindeksite ja ainete väljakande vahelistele korrelatsioonidele saaks paremini kindlaks teha, kui esineks mõni indeks, mis ei sõltuks maakasutusest üldse, kuid omaks seost ainete väljakandega.

3.2.2.2.3 Keskmine kuju indeks (SHAPE_MN)

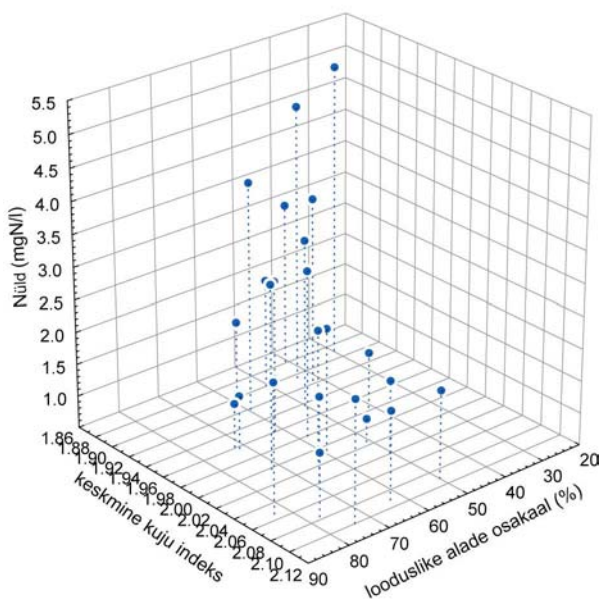
Keskmise kuju indeksiga omas statistiliselt usaldusväärset negatiivset seost üldlämmastik ($\rho = -0,44$). Mida keerukamad olid eraldised, seda väiksem oli üldlämmastiku väljakanne valglast. Jooniselt 32 eristuvad kolm valglat (Seljajõgi, Pühajõgi ja Väana), mille elimineerimine muudab korrelatsiooni ebausaldusväärseks. Selle põhjuseks on keskmise kuju indeksi sõltuvus hoonestatud alade osakaalust (lisa 20).

Keskmine kuju indeks omas olulist negatiivset seost ($\rho = -0,70$) ning üldlämmastik omakorda positiivset seost hoonestatud alade osakaaluga ($\rho = 0,54$). Valglas, kus oli rohkem linnasid, on madalam keskmise kuju indeksi väärtus ning samas suurem lämmastiku väljakanne (joonis 32).



Joonis 32. Üldlämmastiku väljakande seos hoonestatud alade osakaaluga ja keskmise kuju indeksiga.

Indeks omab ka statistiliselt usaldusväärset korrelatsiooni põllumajanduslike ja looduslike alade osakaaluga (lisa 20). Põllumajanduslikes valglates oli keskmine kuju indeks madalam kui looduslikes valglates, mis tuleneb põldude sümmeetrilisemast ja lihtsamast kujust. Üldlämmastikul usaldusväärne seos põllumajanduslike ja looduslike alade osakaaluga puudus. Sellegipoolest on jooniselt 33 näha, et üldlämmastiku väljakannet mõjutab nii looduslike alade osakaal kui ka keskmine kuju indeks.



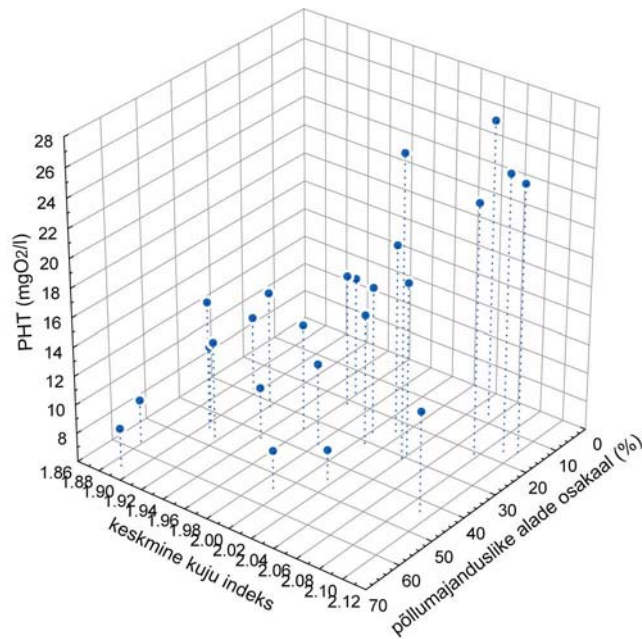
Joonis 33. Üldlämmastiku väljakande seos looduslike alade osakaaluga ja keskmise kuju indeksiga.

Selliste seoste tõttu ei saa kindel olla, kas keerukamate eraldistega valglates on lämmastiku kinnipidamine parem sellepärast, et heterogeensem maastik suudab toitaineid paremini kinni pidada või hoopis seetõttu, et keerukamad on eraldised just looduslikes valglates, kuhu on ka toitainete sissekanne väiksem.

Huvitav on see, et üldfosfor, mis omas peaaegu sama tugevat seost hoonestatud aladega kui üldlämmastik (tabel 2), ei korreleerunud oluliselt keskmise kuju indeksiga (lisa 20). Selle põhjal võib öelda, et kui maastikuindeks korreleerub maakasutuse osakaaludega, siis ei tähenda see veel, et maastikuindeks omab seost ka ainete väljakandega.

PHT korreleerus keskmise kuju indeksiga vastupidiselt üldlämmastikule positiivselt ($\rho = 0,66$). Sellest võiks välja lugeda, et raskesti lagundatavat orgaanilist ainet tuleb rohkem välja keerukamate eraldistega valglatest. Seose põhjuseks on keskmise kuju indeksi ja orgaaniliste ainete (PHT järgi) korrelatsioon maakasutusega (lisa 20). Seos oli vastupidine üldlämmastikule, sest orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakanne on suurem just looduslikelt valglatelt. Põllumajanduslikelt valglatelt on raskesti lagundatavate orgaaniliste ainete väljakanne väiksem ning ka põldude keerukus ja seega ka keskmine kuju indeks on väiksemad (joonis 34).

Seega ei tulene orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakande ja keskmise kuju indeksi vaheline korrelatsioon sellest, et keerukamas maastikus suudetakse raskesti lagundatavat orgaanilist ainet halvemini kinni pidada, vaid indeksi sõltuvusest maakasutusest.

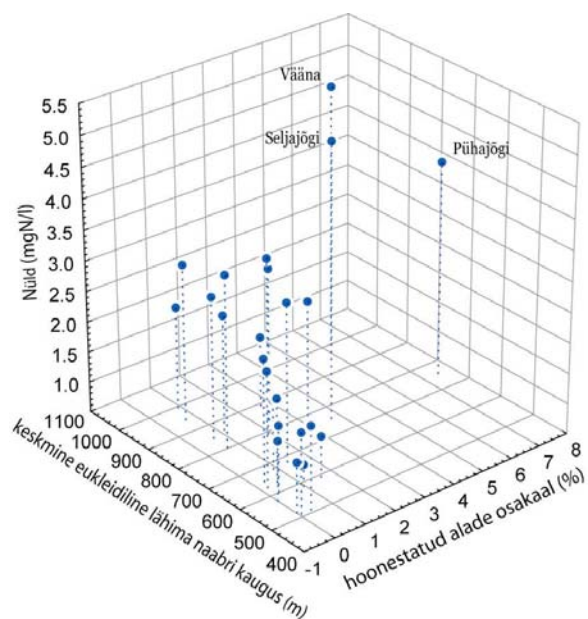


Joonis 34. Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakande seos põllumajanduslike alade osakaaluga ja keskmise kuju indeksiga.

3.2.2.2.4 Keskmise eukleidilise lähima naabri kaugus (ENN_MN)

Üldlämmastik omas selle indeksiga tugevaimat seost ($\rho = 0,66$), millest järeldub, et sama tüüpi naabrite suurema kauguse korral (suurem isoleeritus ja väiksem eraliste vaheldumine) on valglast üldlämmastiku väljakanne suurem. Kui sama tüüpi eraldised on üksteisele lähemal, siis eraldiste vaheldumine on suurem ning ka toitained liiguvad rohkem läbi erinevate eraldiste ja nende tarbimine on suurem.

Indeksi käitumist mõjutab tema seos hoonestuse osakaaluga ($\rho = 0,60$). Selle kohaselt peaks suure hoonestatud alade osakaalu korral sama tüüpi naabrid olema üksteisest kaugemal kui vähese hoonestusega alal (joonis 35). Tõenäoliselt tuleneb selline seose iseloom sellest, et *CORINE*'i maakatte kaardil on väikese mõõtkava tõttu kaardile kantud ainult suuremad asustused ning need ei paikne kuigi tihedalt. Kuna üldlämmastiku väljakanne oli suur kõrge hoonestuse osakaalu väärtuste korral (tabel 2), siis on üldlämmastiku väljakanne suur ka kõrge keskmise eukleidilise lähima naabri kauguse väärtuse korral.

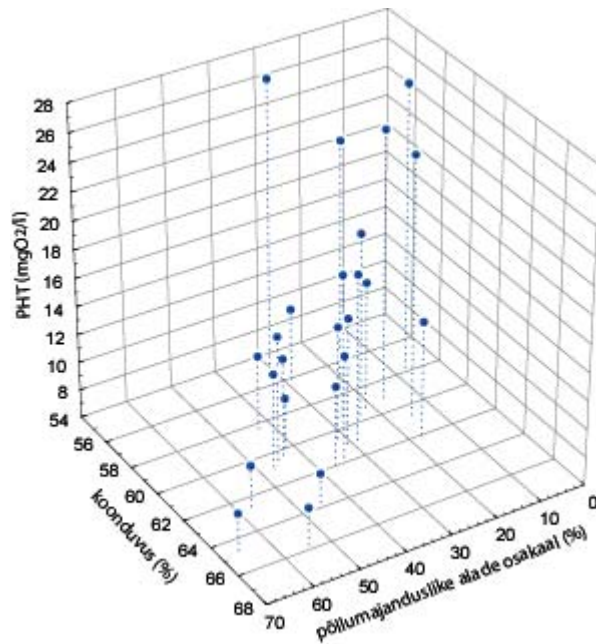


Joonis 35. Üldlämmastiku väljakande seos hoonestatud alade osakaaluga ja keskmise eukleidilise lähima naabri kaugusega.

Indeksi käitumist saaks paremini selgitada, kui analüüs viia läbi punktreostusest mõjutamata valglates. Joonisel 35 eristuvad kolm valglat (Vääna, Pühajõgi ja Seljajõgi), mille analüüsist välja jätmisel indeksi ja lämmastiku väljakande vahel korrelatsioon paraneb veidi. Samas võib ka joonise põhjal väita, et üldlämmastiku väärtused on mõjutatud nii keskmine eukleidiline lähima naabri kauguse kui ka hoonestatud alade osakaalu poolt.

3.2.2.2.5 Koonduvus (CONTAG)

Koonduvusega omas statistiliselt usaldusväärset seost orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakanne ($\rho = -0,59$), mis näitab, et suure eraldiste koonduvuse korral on valglast raskesti lagundatavate orgaaniliste ainete väljakanne väike. Seose põhjustajaks on ilmselt indeksi sõltuvus soode ja põllumajanduslike alade osakaalust (ρ vastavalt $-0,57$ ja $0,57$). Negatiivne seos soodega näitab, et nad on eraldistena rohkem hajunud ning ei esine suuri ühtseid soomassiive. Põllud seevastu moodustavad suuremaid kompaktsid eraldisi. Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakanne korreleerub põllumajanduslike alade osakaaluga, mis näitab, et põldudelt on raskesti lagundatava orgaanilise aine väljakanne väike (joonis 36).



Joonis 36. Orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakande seos põllumajanduslike alade osakaalu ja koonduvusega.

Koonduvuse hea korrelatsioon maakasutusega teeb selle indeksi raskesti interpreteeritavaks.

3.2.2.2.6 Eritüübiliste eraldiste tihedus (PRD)

Eritüübiliste eraldiste tihedusega ei omanud väljakande andmed statistiliselt usaldusväärseid seoseid. Indeks ise ei korreleerunud ka maakasutusega oluliselt. Siit võiks välja lugeda seda, et maastikuindeksid omavad väljakannetega ainult siis seoseid, kui nad ise sõltuvad maakasutusest; eriti, kui kaardid kajastavad maastiku pähe maakasutust, mitte aga maastiku funktsionaalseid omadusi.

Põhjus, miks eritüübiliste eraldiste tihedus ei andnud väljakannetega olulisi seoseid, võib seisneda ka indeksi iseloomus. Indeks näitab, kui palju erinevat tüüpi eraldisi on maastikus 100 hektaril. Suur mitmekesisus võiks mingil määral rolli mängida ainete väljakandes valglast, kuid ainult juhul, kui mitmekesisus on väga suur võrreldes teiste valglatega. Siin hakkab mõju avaldama ka maakasutuse/katte klassifikatsioon. Mida diferentseeritum see on, seda olulisem võib mitmekesisus olla.

3.2.2.2.7 Shannoni mitmekesisuse indeks (SHDI)

Indeks ei korreleerunud usaldusväärset väljakande andmetega ning indeks omas maakasutuse osakaaludest usaldusväärset seost ainult soodega (lisa 20). Saadud tulemused

näitavad, et see indeks, nagu ka eritüübiliste eraldiste tihedus, pole parim iseloomustamiseks maastikumustri osa ainete väljakannetes valglast, vähemalt nende maakatte andmete põhjal.

4. JÄRELDUSED

4.1 MAASTIKUINDEKSITE SÕLTUMINE LÄHTEANDMETE RUUMILISEST LAHUTUSEST

Maastikuindeksite sõltuvus ruumilisest lahutusest on erinev olenevalt indeksite iseloomust ja maastiku kompositsioonist ja konfiguratsioonist. Ideaalsete maastike analüüsist tuli mõnevõrra paremini välja maastike vaheline erinevus ning reaalsete maastike analüüsist indeksite erinevus.

4.1.1 *Idealmaastikud*

10*10 ja 50*50 malelaudade analüüsist selgus, et eraldiste tihedus ei muutu oluliselt enne, kui piksli suurus ei ületa eraldiste suurust. Teatud määral mõjutab indeksi väärtust ainult muutused maastiku pindalas. Samas oli 45° pööratud 10*10 malelauda puhul näha, et oluline ei ole mitte ainult eraldiste suurus, vaid ka orientatsioon. 6-tüübiliste ja 2-tasemeliste maastike analüüsi põhjal võib väita, et kui maastikus on palju väikeseid eraldisi, siis piksli suurendamisel hakkab eraldiste tihedus langema. Väga suurte ja mitte väga kompaksete eraldiste olemasolul võib eraldiste tihedus ka kasvada piksli suurendamisel, kuna ühendused pikslite vahel katkevad ning tekivad uued eraldised.

Servatiheduse käitumine oli teatud määral sarnane eraldiste tihedusega, sest mõlemad on mõjutatud eraldiste suuruse ja arvu muutustest. Servatihedus korreleerub ka väga hästi eraldiste tihedusega.

Keskmise kuju indeksi väärtused hakkavad rastri korral piksli suurendamisel paratamatult ühele lähenema, sest üha enam eraldisi hakkab koosnema ainult ühest pikslist. 6-tüübiliste maastike põhjal võiks järeldada, et mida väiksemad on maastikus olevad eraldised, seda kiiremini läheneb indeksi väärtus ühele.

Keskmine lähima naabri kaugus on otseses sõltuvuses piksli suurusest, kuna mõõdab kahe samatüübilise eraldise kaugust piksli keskpunktidest. Seega, mida suurem on piksel, seda kõrgem on ka indeksi väärtus, mis tuli eriti hästi välja 10*10 malelauda analüüsist. Indeksi väärtust mõjutab ka maastiku struktuur. Kui maastikus on mõned harva esinevad eraldiste

tüübid, mis paiknevad üksteisest kaugel, siis võib indeksi väärtus piksli suurendamisel langeda, kuna need eraldised kaovad maastikust ära.

Kuna koonduvus baseerub pikslite naabrussuhetel, siis on ta otseselt sõltuv piksli suurusest (Li and Reynolds, 1993; Riitters *et al.*, 1996; Frohn, 1998; Ricotta *et al.*, 2002). Enamasti koonduvuse väärtused langevad piksli suurendamisel, kuid mõningatel juhtudel võivad ka tõusta. 2-tasemeliste maastike analüüsist selgus, et koonduvust mõjutavad väikesed eraldised, mille ilmumisel maastikku koonduvuse väärtus tõuseb. Seega sõltub koonduvuse muutumine maastiku struktuurist.

Mitmekesisuse indeksi väärtuse määrab suures osas ära eraldiste tüüpide arv maastikus. Seega sõltub nende muutumine piksli suurendamisel suuresti sellest, kuidas eraldiste tüüpide arv maastikus muutub. Eritüübiliste eraldiste tihedus sõltub ainult tüüpide arvust (Wu *et al.*, 2002). Shannoni mitmekesisuse indeksi puhul on oluline ka eraldiste ühtlus. 50*50 malelaua analüüsi tulemustest on näha, et isegi sama tüüpide arvu korral võib indeksi väärtus oluliselt langeda, kui eraldiste jaotus maastikus muutub oluliselt.

4.1.2 Reaalsed maastikud

Eraldiste tihedus ja servatihedus olid mõlemad ennustatava käitumisega kõigi kolme proovitüki puhul. Sarnane käitumine on tingitud sellest, et need indeksid korreleeruvad omavahel hästi, sest nad sõltuvad samadest faktoritest. Keerukamate maastike indeksite väärtused langesid kiiremini ning saavutasid teatud piksli suuruse juures kõik sama väärtuse. Seega muutub teatud ruumilisest lahtusest alates erinevate maastike võrdlemine nende indeksite alusel mõtetuks. Analoogne efekt tuli välja ka erinevatele kaartidele arvutatud indeksite võrdlemisel. Suurema mõõtkavalistele kaartidele arvutatud indeksite väärtused langesid kiiremini kui väiksema mõõtkavalistele kaartidele arvutatud indeksid. Teatud piksli suuruse juures kadus vahe erinevatele kaartidele arvutatud indeksite vahel üldse.

Mitmekesisuse indeksid langesid astmeliselt piksli suurendamisel, kuna nad sõltuvad tugevalt maastikus olevast tüüpide arvust. Kuigi antud analüüsi käigus võis ka indeksite väärtus tõusta, kuna kasutatud agregatsioonimeetodi iseloomu tõttu võisid kord kadunud eraldiste tüübid jälle tekkida. Nende indeksite väärtus (eriti eritüübiliste eraldiste tiheduse) väärtus ei muutu oluliselt enne, kui tüüpide arv maastikus hakkab vähenema. Mitmekesisuse indeksite väärtused ei tundunud ühtlustuvat erinevate maastike ega ka kaartide puhul nagu seda tegid

servatiheduse ja eraldiste tiheduse väärtused. Seega on erinevad maastikud piksli suurendamisel omavahel võrreldavad. Erineva mõõtkavaga kaartidele arvatud indeksite vahel on maakasutuse klassifikatsioonist lähtuvalt muidugi suured erinevused. Mitmekesisuse indekseid ei mõjuta niivõrd generalisatsioon, vaid klassifikatsioon. Seetõttu olid ka *CORINE*'i maakattele arvatud mitmekesisuse indeksite väärtused kõrgemad kui baaskaardi omad.

Keskmine kuju indeks, keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus ja koonduvus ei omanud selgeid seoseid piksli suurendamisega, kuigi ideaalmaastike analüüsist selgus, et viimased kaks on otseses sõltuvuses piksli suurusest. Nende käitumine piksli suurendamisel ei ole hästi ennustatav. Erinevate mõõtkavadega kaartide võrdlemisel selgus, et kuju indeks ei ole suurim kõige detailsemal kaardil, vaid hoopis väikese mõõtkavalisel kaardil, kuna sellel ei olnud ehitisi, mis langetavad indeksi väärtusi tunduvalt. Koonduvus oli suurim baaskaardil, mis viitab ka maakasutuse klassifikatsiooni mõjule selle indeksi väärtusele.

4.2 MAASTIKUINDEKSID AINETE VÄLJAKANDE INDIKAATORINA

Baaskaardi analüüs ei andnud häid tulemusi. *CORINE*'i maakatte analüüsi põhjal võiks järeldada, et teatud mõju maastikumustril, eelkõige konfiguratsioonil, väljakannetele on, kuid ei ole võimalik kindlaks määrata, kui suur see on, sest nii maastikuindeksid kui ka väljakande andmed olid mõjutatud liiga paljude kõrvaliste faktorite poolt.

Parima tulemuse *CORINE*'i maakatte analüüsis andsid eraldiste tihedus (PD) ja servatihedus (ED). See viitab heterogeensema maastiku paremale toitainete kinnipidamise võimele. Siinkohal avaldas aga tulemustele olulist mõju hoonestatud alade osakaal, mille täpset ulatust ei olnud võimalik käesoleva uurimuse käigus kindlaks teha. Eraldiste tihedus ja servatihedus peaksid olema headeks indikaatoriteks iseloomustamiseks ainete valglalt väljakannet punktreostusallikatest mõjutamata valglates. Ruumilise lahutuse analüüsist selgus, et reaalse maastike puhul nende indeksite väärtused langevad korrapäraselt piksli suurendamisel. Mida keerukam maastik, seda kiiremini indeksite väärtused lagesid. Selle põhjal võiks oletada, et väiksema piksli (10*10m) kasutamine uurimuses, oleks andnud paremaid tulemusi.

Keskmine kuju indeks korreleerus hästi väljakande andmetega, kuid sõltus ise liiga tugevalt maakasutusest. Keskmise kuju indeksi seosed olid PHT puhul maakasutuse mõju tõttu

oodatule isegi vastupidised (orgaaniliste ainete väljakanne oli suurem keerukamate eraldistega valglast). Seega ei saa selle indeksi tulemustest midagi järeldada maastikumustri mõju kohta väljakannetele. Tõenäoliselt ei iseloomustaks see indeks ka maakasutusest sõltumata kõige paremini toitainete ja orgaaniliste ainete väljakandeid. Seega pole kujuindeks kõige parem ainete väljakande indikaator.

Töös ainukese isoleerituse indeksina kasutatud keskmise eukleidilise lähima naabri kauguse hea korrelatsioon üldlämmastikuga viitab eraldiste vaheldumise rollile aineringses. Saadud tulemustest võib järeldada, et üldlämmastiku väljakanded sõltuvad nii maakasutusest (eelkõige hoonestatud alade osakaalust) kui ka keskmisest eukleidilise lähima naabri kaugusest. Mõlema faktori mõju detailne eristamine antud uurimuse käigus ei olnud võimalik, kuid indeks võiks üsna häid tulemusi anda põllumajanduslikes ja looduslikes valglates. Kuna ruumilise lahutuse analüüsist selgus, et indeks sõltub otseselt piksli suurusest, siis oleks antud indeksit parim kasutada võimalikult väikse piksli korral.

Koonduvuse indeks omas suhteliselt head korrelatsiooni orgaaniliste ainete (PHT järgi) väljakandega, kuid indeks sõltus oluliselt maakasutusest. Koonduvuse indeks oli mõjutatud just põllumajanduslike ja looduslike alade ning soode osakaalu poolt. Indeks ei anna adekvaatselt edasi maastikumustri keerukust ning seega pole hea näitaja iseloomustamiseks ainete väljakannet valglatest.

Sarnaselt keskmise kuju indeksile ei õigustanud ennast selles uurimuses mitmekesisuse indeksid (Shannoni mitmekesisuse indeks ja eritüübiliste eraldiste tihedus). Esiteks ei ole nende indeksite alusel määratud maastiku mitmekesisus väljakannete indikaatorina nii oluline kui maastiku keerukus (maakasutuse tüüpide arv on liiga väike, et muutuda arvestatavalt erinevates valglates). Teiseks sõltusid maastikuindeksid oluliselt maakasutusest.

Tõenäoliselt saaks tulemusi parandada väljakande andmete teistsugusel kasutamisel. Kui väljakande ja reostuskoormuse andmed oleksid tonnides aastas, siis saaks kasutada sisendi ja väljundi vahet. Sellisel moel oleks võimalik paremini hinnata maastiku rolli toitainete väljakandes.

Lisaks kõigele eelnevale olid väljakande andmed mõjutatud punktreostuse poolt. Punktreostusest tulevad ained jõuavad enamasti otse veekogusse ega läbi pinnases erinevaid

maastikuosiseid. Punktreostustusest tulev reovesi puhastub ainult sel määral kui suur on veekogu isepuhastusvõime ning ei mängi maastikumuster siin olulist rolli. Parema ja selgema tulemuse oleks saanud juhul, kui töös oleks saanud kasutada ainult looduslikke ja põllumajanduslikke valglaid.

Tulemusi mõjutas ka maastikuindeksite sõltumine lähteandmete ruumilisest lahtusest. Ressursside piiratuse tõttu valiti analüüsi läbi viimiseks piksli suuruseks 30 m. Väiksema kui 30 m piksli valimine oleks kindlasti parandanud tulemusi, sest ruumilise lahtuse muutmisel ei teisene maastikuindeksid erinevates maastikes ühte moodi. Keerukamad maastikud generaliseeruvad piksli suurendamisel rohkem kui homogeensed maastikud ning vahe erisuguste maastike vahel väheneb samas, kui väljakanded ei muutu.

Teine oluline mõjutegur töös oli mõõtkava ja sellest tulenev kaardi generalisatsiooni aste. *CORINE*'i maakatte kaardi ja baaskaardi analüüsi tulemused olid arvestatavalt erinevad, mis oli tingitud nii erinevast generalisatsiooni astmest kui ka maakasutuse klassifikatsioonide erinevusest. Eelkõige aga viimasest, sest eraldiste tiheduse ja servatiheduste väärtuste (sõltuvad eelkõige generalisatsioonist) vahel ei olnud väga suurt erinevust ruumilisest lahtusest lähtuvalt, kuid mitmekesisuse indeksite väärtuste (sõltuvad eelkõige klassifikatsioonist) vahel oli. Ruumilise lahtuse analüüsi põhjal võib oletada, et servatiheduse ja eraldiste tiheduse seosed ainete väljakandega oleksid paremad olnud, kui analüüsis oleks saanud kasutada põhikaarti. Servatiheduse ja eraldiste tiheduse järgi keerukama maastikuga valglate erinevus homogeensema maastikuga valglatest väheneb, kui pikslit suurendada ja kasutada väiksema mõõtkavaga kaarte samas, kui toitainete ja orgaaniliste ainete väljakanne jääb samaks. Siinkohal tuleb erinevate kaartide peal läbi viidud analüüsi tulemusi võrreldes silmas pidada, et põhikaardile arvatud indeksite väärtused langevad piksli suurendamisel kõige kiiremini.

Ruumilise lahtuse mõju kõikidele indeksitele oleks võimalik vähendada indeksite analüüsi läbiviimisel vektorkujul. *Fragstats*-i üheks peamiseks puuduseks ongi vektorandmete analüüsi võimaluse puudumine. *ArcView* laiendiga *PatchAnalyst* on küll võimalik andmeid vektorkujul analüüsida, kuid seal on esindatud väga vähe maastikuindekseid. Vektorkujul oleks võimalik arvesse võtta ka teid ja jõgesid, mis kindlasti muudavad oluliselt indeksite väärtusi. Jõesid ja teed valgla toitainete ringe seisukohalt väga olulised.

Uurimuse tulemused näitasid, et kõige paremini õigustavad ennast toitainete ja orgaaniliste ainete väljakande indikaatorina lihtsad indeksid (näiteks servatihedus ja eraldiste tihedus), mis on ka kergesti interpreteeritavad. Eraldiste tihedus ja servatihedus andsid kõige paremini edasi ka maastikumustri keerukust, mis tundub olevat määravaim väljakannete puhul. Samas sõltusid nad ka tugevalt lähteandmete ruumilisest lahutusest ja kartograafilisest mõõtkavast. Tõenäoliselt oleksid seosed nende indeksite ja ainete väljakannete vahel paremad olnud, kui analüüsis oleks kasutatud 10*10m pikslit ja põhikaarti. Koonduvus ja keskmise kuju indeks ei ole head väljakannete indikaatorid ning nende puhul ei saa kindlalt ka väita, et tulemused oleks paremad olnud, kui lähteandmete ruumiline lahutus oleks teine olnud. Mitmekesisuse indeksid seevastu ei tundu olevat kõige sobivamad sellisteks uurimusteks., sest nende kasutusdiapasoon on piiratud. Põhjuseks võib ka olla see, et maastiku kompositsioon (erinevate maakasutuse tüüpide arv) ei pruugi aineringes nii suurt rolli omada kui maastiku konfiguratsioon (servatihedus, eraldiste paigutus). Samuti ei ole piksli suurusel nende väärtusele nii suurt mõju kui erineval klassifikatsioonil.

Töös püstitatud hüpoteesid said olulist kinnitust. Võib väita, et toitainete ja orgaanilise aine väljakanded sõltuvad maakasutusest ja ka maastikumustrist, kuid seejuures polnud võimalik täpselt määratleda maastikumustri osakaalu aineringes maakasutuse niivõrd suure mõju tõttu. Samuti saab öelda, et maastikuindeksite käitumises piksli suurendamisel on teatud seaduspärasused, mis sõltuvad nii indeksite kui ka maastiku iseloomust. Vähemalt osadel juhtudel (servatiheduse ja eraldiste tiheduse puhul) saab välja tuua indikatsioonilise väärtuse jaoks kriitilised pikslite suurused. Mitmekesisuse indeksite arvutamisel seevastu ei ole oluline niivõrd piksli suurus kui maakasutuse klassifikatsioon. Leitud seaduspärasuste põhjal võib väita, et osade maastikuindeksite indikatsiooniväärtust valglatest toitainete ja orgaaniliste ainete väljakandes on võimalik parandada, kui kasutada analüüsis väiksemat pikslit (10*10m), mis nõuaks parema lähtematerjali (põhikaardi või ortofotode) ja tarkvara (*ArcGIS*) kasutamist.

KOKKUVÕTE

Maastikumustri hindamiseks välja töötatud maastikuindeksid moodustavad ühe väikse osa ruumianalüüsi meetoditest. Ruumianalüüsi tulemused, sealhulgas ka maastikuindeksite väärtused, võivad olla väga erinevad, sõltuvalt skaalast ja tsoneerimisest. See omakorda avaldab mõju ökoloogiliste protsesside ja maastikumusti vaheliste seoste analüüsi tulemustele.

Käesolevas uurimustöös on püütud leida seaduspärasusi maastikuindeksite käitumises sõltuvalt lähteandmete ruumilisest lahutusest. Leitud seaduspärasuste põhjal üritati määratleda, kuidas maastikuindeksite sõltumine lähteandmete ruumilisest lahutusest võis mõjutada nende indikatsiooniväärtust valglatest toitainete ja orgaaniliste ainete väljakandes ning kas seda on võimalik parandada.

Maakasutuse/katte andmetena kasutati Eesti Põhikaarti (1 : 10 000), Eesti Baaskaarti (1 : 50 000) ning *CORINE*'i maakatte kaarti (1 : 100 000). Maastikuindeksid arvutati *Fragstats*-is ja ruumilise lahutuse analüüsis korreleeriti neid piksli suurusega ning indikaatorite analüüsis väljakande andmetega. Töös kasutati väljakande andmetena Eesti jõgede riikliku hüdrokeemilise seire andmeid. Nende jõgede valglates on suur osa punktrestusel, mis mõjutas töö lõppresultaati.

Ruumilise lahutuse analüüsis selgus, et maastikuindeksite väärtuste sõltuvus lähteandmete ruumilisest lahutusest sõltub nii indeksite iseloomust kui ka maastiku kompositsioonist ja konfiguratsioonist:

- eraldiste tiheduse (PD) ja servatiheduse (ED) käitumine on hästi ennustatav piksli suurendamisel reaalses maastikes ning ideaalmaastike analüüsist selgus, et mõlemad on mõjutatud eraldiste suuruse ja arvu muutustest;
- keskmise kuju indeksi (SHAPE_MN), koonduvuse (CONTAG) ja keskmise eukleidilise lähima naabri kauguse (ENN_MN) väärtused ei ole piksli suurendamisel reaalses maastikes ennustatavad, kuigi kahe viimase indeksi väärtused on otseses sõltuvuses ruumilise lahutusega;

- mitmekesisuse indeksite väärtused ei ole lihtsate seoste abil piksli suurendamisel ennustatavad, sest nad sõltuvad otseselt maakasutuse tüüpide arvust maastikus.

Indikaatorite analüüsis selgus baaskaardi tulemusest, et maastikuindeksid sõltuvad tugevalt maakasutusest, sest baaskaardi maakasutuses ei ole eristatud erinevaid metsatüüpe ega looduslike rohumaid. Saadud tulemuse põhjal ei saanud kindel olla, kas maastikuindeksite ja väljakannete vahelised korrelatsioonid olid põhjuslikud või hoopis tingitud väljakannete ja maastikuindeksite seostest maakasutusega. Seetõttu arvutati maastikuindeksid veel *CORINE*'i maakatte jaoks ning korreleeriti neid väljakande andmetega. *CORINE*'i maakatte andmed ei sõltunud enam niivõrd maakasutusest ning seosed väljakannetega olid paremad. Leitud seosed viitasid maastikumustri kui ka maakasutuse mõjule väljakannetele.

Uurimusest selgus, et kõik maastikuindeksid pole parimad iseloomustamiseks toitainete väljakandeid. Toitainete väljakanded sõltusid maastikuindeksitest erinevalt.

- Servatihedus ja eraldiste tihedus andsid parimaid indikaatorlikke tulemusi. Servatihedus andis statistiliselt usaldusväärseid seoseid orgaaniliste ainete (BHT_7 järgi) ja üldlämmastiku väljakandega, kuid indeksit mõjutas hoonestatud alade osakaal, mille osatähtsust polnud käesoleva uurimuse käigus võimalik kindlaks teha. Eraldiste tihedus korreleerus BHT_7 ja PHT-ga. Viimase puhul avaldas tulemustele mõju indeksi seos looduslike alade osakaaluga. Mõlemate indeksite käitumine piksli suurendamisel reaalsete maastike analüüsis oli seaduspärane, mille põhjal võis oletada, et tulemusi saaks parandada, kui indeksite arvutamisel kasutada väiksemat pikslit.
- Keskmine kuju indeks omas statistiliselt usaldusväärseid korrelatsioone orgaaniliste ainete (PHT järgi) ja üldlämmastiku väljakannetega, sõltudes ise arvestatavalt ka maakasutusest ja seetõttu ei saa nende tulemuste järgi öelda midagi eraldiste kuju keerukuse rolli kohta ainerings. Pigem võib väita, et keskmine kuju indeks ei ole hea indikaator ainete väljakande osas ning ka selle käitumine ruumilise lahtuse muutmisel ei olnud seaduspärane.
- Keskmise eukleidilise lähima naabri kauguse seosed üldlämmastikuga viitasid sellele, et väikese eraldiste vaheldumise korral on ainete väljakanne maastikust suurem. Keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus võiks üsna hea ainete väljakande

indikaator olla punktreostusallikatest mõjutama valglatel, kuid ei olnud võimalik kindlaks teha, kuivõrd lähteandmete ruumiline lahutus mõjutab selle indeksi tulemusi.

- Koonduvuse indeks viitas orgaaniliste ainete (PHT järgi) väiksemale väljakandele maastikust, kus eraldised on rohkem koondunud, mis oli vastupidine oodatule. Tõenäoliselt oli see tingitud indeksi seostest maakasutusega. Indeks ei ole hea ainete valglalt väljakande indikaator ning kuigi indeks on otseses sõltuvuses piksli suurusest, ei oleks väiksema piksli kasutamine tõenäoliselt paremaid tulemusi andnud.
- Mitmekesisuse indekse (Shannoni mitmekesisuse indeks ja eritüübiliste eraldiste tihedus) seosed väljakande andmetega olid kõige halvemad ning indeksid omasid arvestatavaid seoseid ka maakasutusega. Maastiku mitmekesisust iseloomustavad indeksid ei ole kõige paremad ainete valglalt väljakande indikaatorid.

Lõpuks võib väita, et maastikuindeksite käitumises piksli suurendamisel on teatud seaduspärasused, mis sõltuvad nii indekse kui ka maastiku iseloomust. Nende seaduspärasuste põhjal saab öelda, et väiksema piksli ja põhikaardi kasutamisel analüüsis on seosed osade maastikuindeksite ja toitainete ning orgaaniliste ainete väljakande vahel paremad.

Scale dependence of landscape metrics and their indicative value for nutrient and organic matter losses from catchments.

SUMMARY

The quantitative geographers recognized the fact that the results of spatial data analysis depend on data aggregation methods and zoning scheme long ago. Its general formulation is known as the modifiable areal unit problem (MAUP). Scale-dependence of spatial pattern also affects relations between ecological processes and landscape metrics, which are designed for evaluating landscape pattern.

Present study focuses on finding how commonly used landscape metrics respond to changing grain size and how this affects relationships between landscape metrics and nutrient and organic matter runoff in catchments. Data used for landscape metrics calculation was derived from Estonian Basic Map, Estonian Base Map and CORINE Land Cover Map. Runoff data of organic matter and nutrients was acquired from Estonian Environmental Monitoring Programme database. The disadvantage of this data was its dependence on point pollution sources (towns, factories). Landscape metrics were calculated in *Fragstats 3.3* and were correlated with grain size and runoff data.

Landscape metrics responses to changing grain size vary significantly among landscape metrics and across landscapes.

Edge density (ED) and patch density (PD) had predictable responses to changing grain size in case of real landscapes. Landscapes of complex configuration have greater decrease in their edge density and patch density values, reaching the same value as homogenous landscapes.

Mean shape index, mean euclidean nearest neighbor distance and contagion had no predictable responses to changing grain size when calculated on real landscapes. Contagion index and mean Euclidean nearest neighbor distance are directly dependent on grain size; therefore they should be used and interpreted carefully in case of changing grain size.

Diversity metrics (PRD and SHDI) decreased in a staircase-like fashion with increasing grain size because their value depends on number of patch types and SHDI is also influenced by distribution of patches in the landscape.

First the analysis was carried out on Estonian Base Map to examine indicative value of landscape indexes on nutrient and organic matter losses from catchments. The results showed unexpected relationships between land use and landscape metrics, which were caused by the specifics of Base Map's land use classification. Therefore, it was not sure whether the relations between landscape metrics and runoff data were causal or not. Correspondingly, the analysis was also carried out on CORINE Land Cover Map that showed better results.

Results of the study enable to draw the following conclusions.

- Edge density and patch density gave the best results of landscape metrics. It significantly correlated with organic matter and total-N runoff, which despite the influence of point pollution sources on the results referred to the ability of landscapes with more complex configuration to retain more nutrients and organic matter. Edge density and patch density of more fragmented landscape decreases more drastically with increasing grain size than in case of homogenous landscape while the runoff data remains the same. Therefore if data had been with spatial resolution of 10m then the relationships would have been better.
- Mean shape index significantly correlated with runoff but depended considerably on land cover and therefore the interpretation of these results was unusable.
- Correlation analysis of the mean euclidean nearest neighbour distance showed that total-N runoff is greater in case of more isolated patches. Relationship between contagion index and COD_{KMnO_4} indicated greater organic matter runoff from more aggregated landscape. However as the contagion index had good relations with land use the results were hard to interpret. Both indexes are directly dependent on grain size and still their responses to changing grain size were not predictable and it could not be sure whether using 10m grain size in analysis would have given better results.
- The diversity metrics showed no expected correlations with natural cycling and their ability to predict nutrient and organic matter runoff from catchments was not good. Diversity metrics are sensitive to changing grain size when number of classes starts

to change and smaller grain size would probably not have given better relationships between diversity metrics and runoff data.

Nutrient and organic matter runoff is influenced by land use and landscape metrics. As the landscape metrics depend on pixel size, scale, land use classification, it could be said that the relationships between landscape metrics and nutrient and organic matter runoff in catchments would have been better with smaller grain size.

KASUTATUD KIRJANDUS

- Arheimer, B. and Brandt, M., 2000. Watershed modelling of non-point nitrogen from arable land to the Swedish coast in 1985 and 1994. *Ecol. Eng.* 14(4), 389-404.
- Blaschke, T. and Petch, J., 1999. Landscape structure and scale: comparative studies on some landscape metrics in Germany and the UK. In: Maudsley, M., Marshall, J., (Eds.), *Heterogeneity in landscape ecology: pattern and scale*. Iale, Bristol, pp. 75-84.
- Buck, O., Niyogi, D.K. and Townsend, C.R., 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environ. Pollut.* 130(2), 287-299.
- Cain, D.H., Riitters, K. and Orvis, K., 1997. A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology* 12, 199–212.
- Cao, W., Hong, H., Yue, S., Ding, Y. and Zhang, Y., 2003. Nutrient loss from and agricultural catchment and landscape modelling in Southeast China. *Bull. Environ. Toxicol.* 71(4), 761-767.
- Costanza, R. and Maxwell, T., 1994. Resolution and predictability: An approach to the scaling problem. *Landscape Ecology* 9, 47–57.
- Davenport, I.J., Silgram, M., Robinson, J.S., Lamb, A., Settle, J.J. and Willig, A., 2003. The use of earth observation techniques to improve catchment-scale pollution prediction. *Phys. Chem. Earth* 28(33-36), 1365-1376.
- De Cola, L., 1994. Simulating and mapping spatial complexity using multi-scale techniques. *Int. J. Geographical Information Systems* 8, 411–427.
- Farina, A., 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 235 pp.
- Farina, A., 2000. *Landscape Ecology in Action*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 317 pp.
- Frohn, R.C., 1998. *Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modelling and Assessment of Ecosystems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 216 pp.
- Gergel, S.E. and Turner, M.G., 2002. *Learning Landscape Ecology*. Springer-Verlag, 316 pp.

- Griffith, J.A., Martinko, E.A. and Price, K.P., 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape and Urban Planning* 52, 45-61.
- Haggard, B.E., Moore, P.A., Chaubey, I. and Stanley, E.H., 2003. Nitrogen and phosphorus concentrations and export from an Ozark Plateau catchment in the United States. *Biosystems Eng.* 86(1), 75-85.
- Hay, G.J., Marceau, D.J., Dube, P. and Bouchard, A., 2001. A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecology* 16, 471-490.
- Jelinski, D.E. and Wu, J., 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecology* 11, 129-140.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, R.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H. and O'Neill, R.V., 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecology* 16, 301-312.
- Järvekülg, A., 2001. Eesti jõed. EPMÜ Zooloogia ja Botaanika Instituut, Tartu, 750 lk.
- Kuusik, A., 1995. Reoveeväikepuhastid Eestis. Tallinna Tehnikaülikool, Keskkonnatehnika Instituut, Tallinn, 247 lk.
- Lausch, A. and Herzog, F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators* 2, 3-15.
- Leitão, A.B. and Ahern, J., 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 59, 65-93.
- Li, H. and Reynolds, J.F., 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 8, 155-162.
- Mander, Ü., Kull, A. and Kuusemets, V., 2000. Nutrient flows and land use change in a rural catchment: a modelling approach. *Landscape Ecology* 45, 187-199.
- McDowell, R., Sharpley, A. and Folmar, G., 2001. Phosphorus export from an agricultural watershed, Linking source and transport mechanisms. *J. Environ. Qual.* 30(5), 1587-1595.
- McGarigal, K. and Marks, B., 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, Fragstats metrics for version 3, University of Massachusetts, Amherst.

- Meiner, A., 1999. Eesti maakate: CORINE Land Cover projekti täitmine Eestis. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, 133 lk.
- Milne, B.T., 1991. Heterogeneity as a Multiscale Characteristic of Landscapes. In: Kolasa, J. and Pickett, T.A. (eds.), *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag New York Inc., pp.69–84.
- Moody, A. and Woodcock, C.E. 1995. The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landscape Ecology* 10, 363–379.
- Nair, V.D. and Graetz, D.A., 2004. Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils, The Florida experience. *Agroforest. Syst.* 61(1), 269-279.
- Narusk, M., Ristkok, H. ja Parkja, R., 1996. Eesti veemajanduse ülevaade statistilise aruande VEEKASUTUS alusel. Keskkonnaministeerium Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, 26 lk.
- Openshaw, S. and Taylor P.J., 1981. The modifiable areal unit problem. In: Wrigley, N. and Bennett, R.J. (eds.), *Quantitative Geography: A British View*. Routledge and Kegan, London, pp.60–70.
- Ricotta, C., Corona, P. and Marchetti, M., 2002. Beware of contagion! *Landscape and Urban Planning* 3, 173-177.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Wickham, J.D. and Jones, K.B., 1996. A note on contagion metrics for landscape analysis. *Landscape Ecology* 11, 197-202.
- Roots, O. ja Talkop, R. (toim.), 1997. Eesti keskkonnaseire 1996. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus, Tallinn, 168 lk.
- Roth, N. E., Allan, J. D. and Erickson, D. L., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple scales. *Landscape Ecology* 11, 141-156.
- Stålnacke, P., Vagstad, N., Tamminen, T., Wassmann, P., Jansons, V. and Loigu, E., 1999. Nutrient runoff and transfer from land and rivers to the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 410, 103-110.
- Stegen, A., Govers, G., Takken, I., Nachtergaele, J., Poesen, J. and Merckx, R., 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *J. Environ. Qual.* 30(4), 1249-1258.
- Suttles, J.B., Vellidis, G., Bosch, D.D., Lowrance, R., Sheridan, J.A. and Usery, E.L., 2003. Watershed-scale simulation of sediment and nutrient loads in Georgia

- coastal plain streams using the annualized AGNPS model. *Trans. ASAE*, 46(5), 1325-1335.
- Turner, M.G., O' Neill, R.V., Gardner, R.H. and Milne, B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3, 153-162.
- Turner, M.G. and Gardner, R.H. (eds.), 1990. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. and O'Neill, R.V., 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, pp. 338.
- Wickham, J.D., Wade, T.G., Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Smith, J.H., Smith, E.R., Jones, K.B. and Neale, A.C., 2003. Upstream-to-downstream changes in nutrient export risk. *Landscape Ecol.* 18(2), 195-208.
- Wickham, J.D. and Riitters, K.H., 1995. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *Int. J. Remote Sensing* 17 (18), 3585–3594.
- Wu, J. and Qi, Y., 2000. Dealing with scale in landscape analysis: An overview. *Geographic Information Sciences* 6 (1), 1-5.
- Wu, J., Shen, W., Sun, W. and Tueller, P. T., 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecology* 17, 761-782.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. and Anderson W.P., 1987. *AGNPS, Agricultural Non-Point Source Pollution Model – A Watershed Analysis Tool*. USDA, Conservation Research report 35, 80 pp.

Internetiallikad:

- <http://www.maaamet.ee/>, Maa-ameti kodulehekülg, Eesti Baaskaart, 07.06.2004.
- http://www.seiremonitor.ee/alam/04/?leht=04_5_aru, Eesti riikliku keskkonnaseire programmi kodulehekülg, siseveekogude seire allprogramm, 23.04.2003.
- <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>, *Fragstats-i* kodulehekülg, 02.06.2004.
- <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>, publikatsioon “From Land Cover to Landscape Diversity in the European Union”, 10.06.2004.

LISAD

LISADE NIMISTU

LISA 1. Maastikuindeksite omavahelised korrelatsioonid. Rasvases kirjas on märgitud korrelatsioonid $\geq 0,7$ ning lõplikuks analüüsiks välja valitud indeksid.

LISA 2. Ideaalmaastikud.

LISA 3. Uuritavate alade ja valglate asend.

LISA 4. Maastikuindeksite ruumilisest lahtusest sõltuvuse leidmisel uuritud kolme ala maastikud.

LISA 5. Põhikaardi maakasutuse klassifikatsioonid.

LISA 6. Eesti Baaskaardi ja *CORINE* maakatte kaardi klassifikatsioonid.

LISA 7. Uuritavate valglate seire lävendid.

LISA 8. Erinevate maakasutuse tüüpide osakaalud uuritavates valglates.

LISA 9. Näiteid uuritavate valglate maakasutusest baaskaardi järgi.

LISA 10. Näiteid uuritavate valglate maakattest *CORINE* maakatte kaardi järgi.

LISA 11. 10*10 malelaua muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 12. 45° pööratud 10*10 malelaua muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 13. 16-tüübilise lineaarse maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 14. 50*50 malelaua muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 15. 6-tüübilise täpilise maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 16. 6-tüübilise radiaalse maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 17. 2-tasemelise osalt juhustriga maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 18. 2-tasemelise regulaarmustriga maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m.

LISA 19. Maastikuindeksite korrelatsioonid väljakande andmetega ning maakasutuse osakaaludega baaskaardi põhjal.

LISA 20. Maastikuindeksite korrelatsioonid väljakande andmetega ning maakasutuse osakaaludega *CORINE*'i maakatte põhjal.

LISA 1. Maastikuindeksite omavahelised korrelatsioonid. Rasvases kirjas on märgitud korrelatsioonid $\geq 0,7$ ning lõplikuks analüüsiks välja valitud indeksid.

	PD	LPI	ED	LSI	AREA_MN	SHAPE_MN	FRAC_MN	PARA_MN	PAFRAC	ENN_MN	CONTAG	PLADJ	PRD	SHDI	SIDI	SHEI	SIEI	AI	
PD	1.00																		
LPI	-0.09	1.00																	
ED	0.80	-0.12	1.00																
LSI	0.02	-0.49	-0.04	1.00															
AREA_MN	-0.99	0.03	-0.79	0.01	1.00														
SHAPE_MN	-0.27	-0.28	0.26	0.09	0.29	1.00													
FRAC_MN	-0.12	-0.25	0.31	0.08	0.14	0.95	1.00												
PARA_MN	0.40	0.35	0.28	-0.40	-0.47	-0.38	-0.34	1.00											
PAFRAC	-0.14	-0.16	0.26	0.27	0.20	0.61	0.49	-0.64	1.00										
ENN_MN	-0.07	-0.10	-0.46	0.20	0.09	-0.63	-0.64	0.09	-0.37	1.00									
CONTAG	-0.12	0.53	-0.11	-0.08	0.07	-0.22	-0.24	0.31	-0.02	-0.06	1.00								
PLADJ	-0.77	0.20	-0.98	-0.12	0.75	-0.33	-0.39	-0.20	-0.34	0.46	0.13	1.00							
PRD	0.12	0.48	0.16	-0.87	-0.17	-0.16	-0.17	0.41	-0.24	-0.21	0.14	0.01	1.00						
SHDI	0.00	-0.64	-0.26	0.59	0.06	-0.03	-0.01	-0.38	-0.05	0.43	-0.63	0.15	-0.55	1.00					
SIDI	-0.02	-0.78	-0.17	0.57	0.08	0.09	0.07	-0.46	0.10	0.33	-0.69	0.06	-0.59	0.94	1.00				
SHEI	-0.01	-0.51	-0.04	0.06	0.05	0.19	0.19	-0.35	-0.02	0.12	-0.99	0.02	-0.14	0.65	0.70	1.00			
SIEI	-0.04	-0.79	-0.11	0.44	0.09	0.17	0.13	-0.47	0.13	0.25	-0.81	0.02	-0.50	0.86	0.97	0.82	1.00		
AI	-0.71	0.31	-0.90	-0.36	0.68	-0.35	-0.40	-0.09	-0.39	0.39	0.12	0.96	0.27	0.01	-0.08	0.02	-0.09	1.00	

PD - eraldiste tihedus

LPI - suurima eraldise indeks

ED - servatihedus

LSI - maastiku kuju indekse

AREA_MN – keskmine eraldiste suurus

SHAPE_MN – keskmine kuju indeks

FRAC_MN – keskmine fraktaalne dimensioon

PARA_MN – keskmine übermõõdu-pindala suhe

PAFRAC – übermõõdu-pindala fraktaalne dimensioon

ENN_MN – keskmine eukleidiline lähima naabri kaugus

CONTAG – koondumus

PLADJ – sama tüüpi naabrussuhete osakaal

PRD – eritüübiliste eraldiste tihedus

SHDI – Shannoni mitmekesisuse indeks

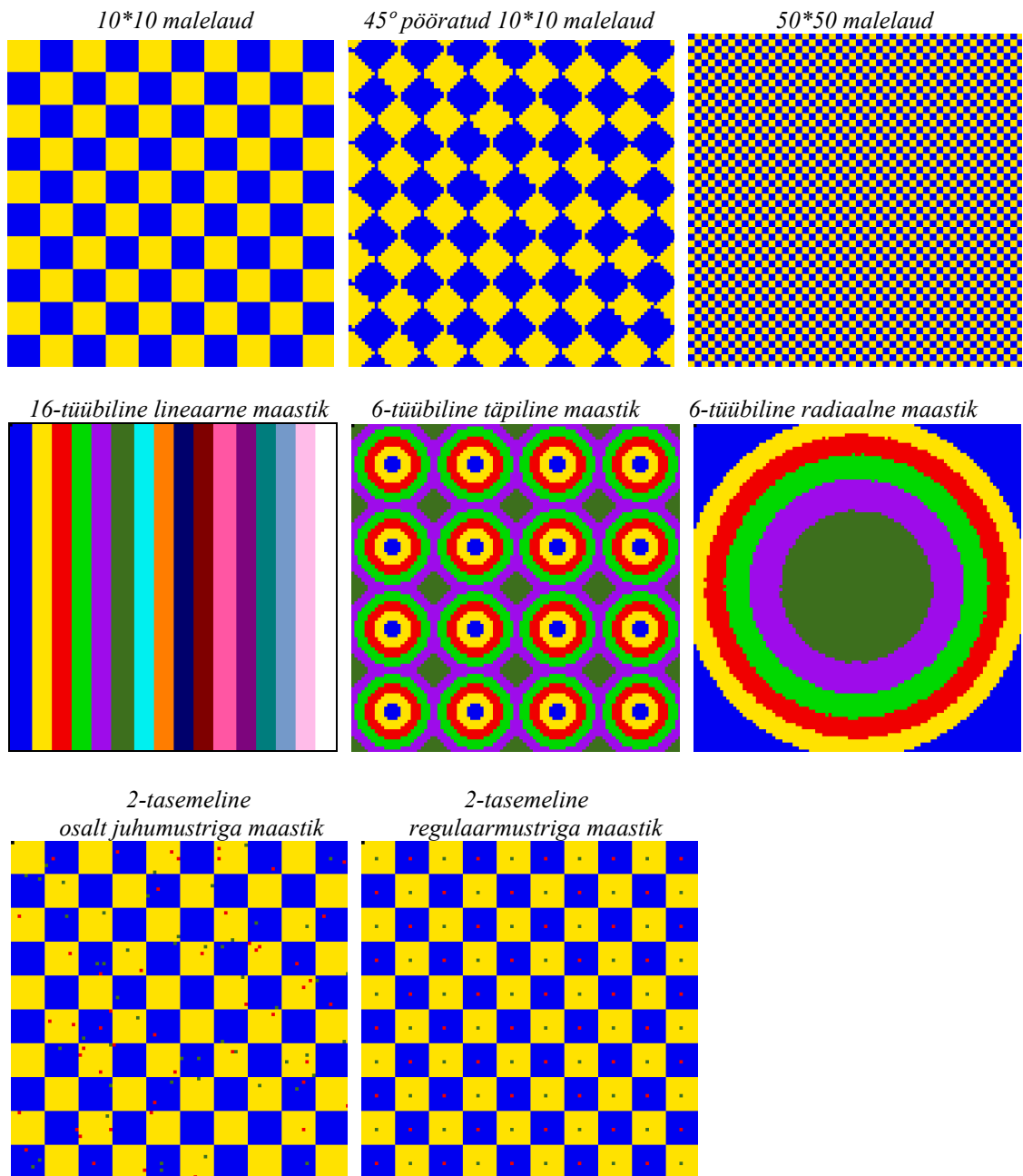
SIDI – Simpsoni mitmekesisuse indeks

SHIEI – Shannoni ühtluse indeks

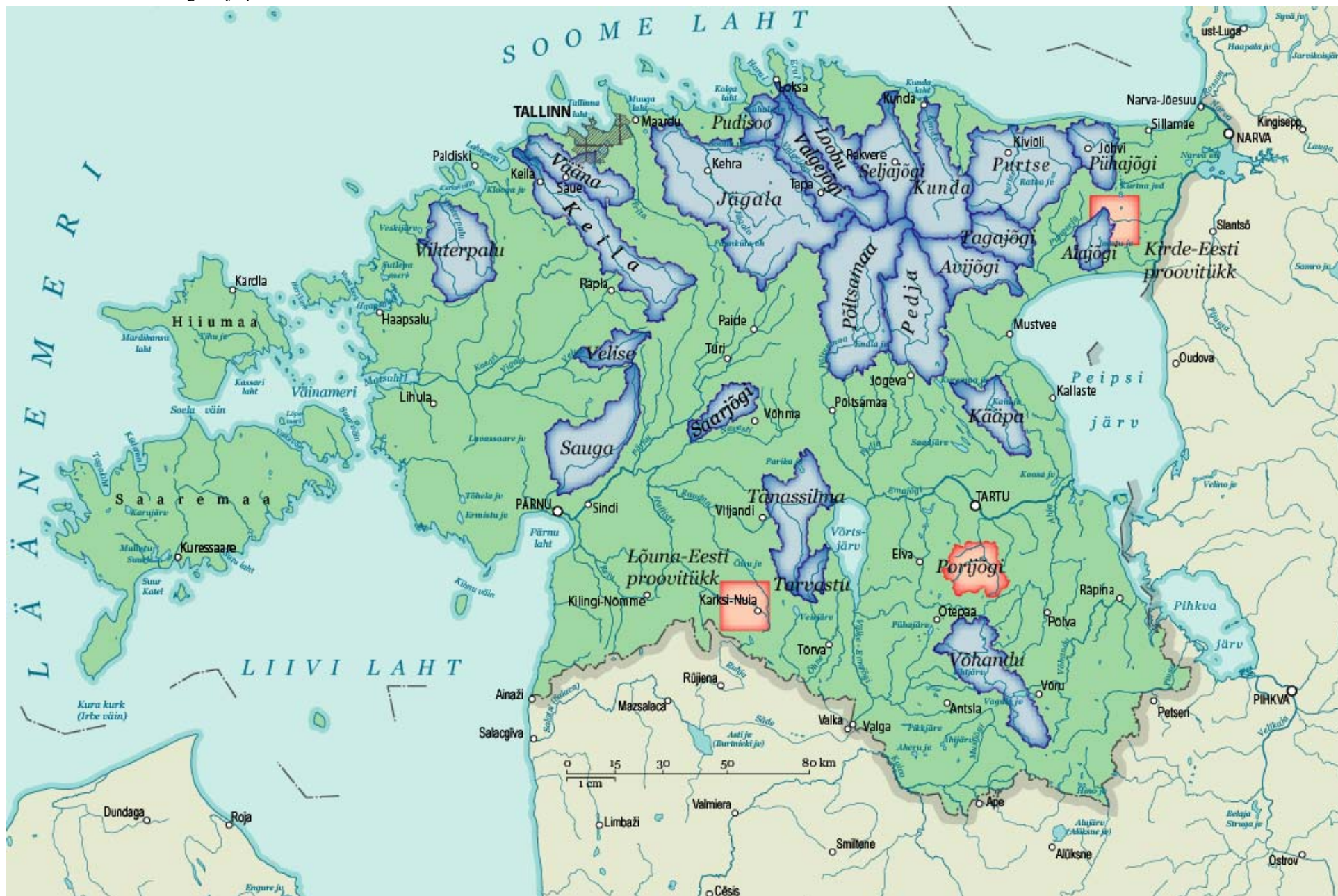
SIEI – Simpsoni ühtluse indeks

AI – agregatsiooni indeks

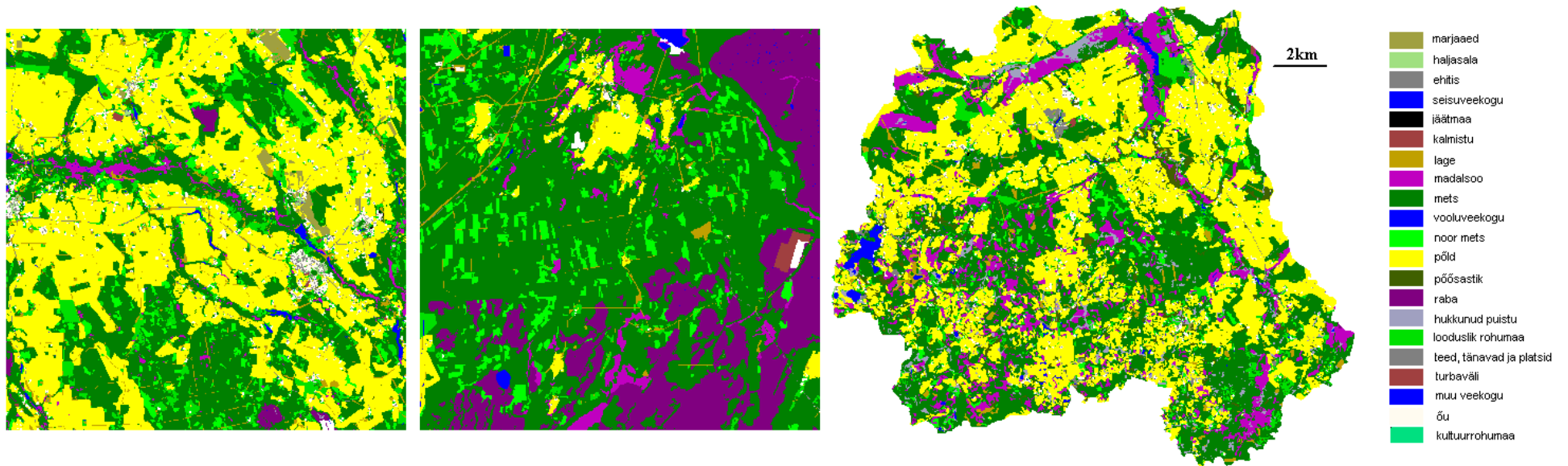
LISA 2. Ideaalmaastikud.



LISA 3. Uuritavate valglate ja proovitükkide asend.



LISA 4. Maastikuindeksite ruumilisest lahutusest sõltuvuse leidmisel uuritud kolme ala maastikud



LISA 5. Põhikaardi maakasutuse klassifikatsioonid.

Põhikaardi klassifikatsioon	Ümber klassifitseeritud tüübid	Uus maakasutuse kood
Vundament	Ehitis	1
Elu-/ühiskondlik hoone	Ehitis	1
Kõrvalhoone	Ehitis	1
Vare	Ehitis	1
Kasvuhoone	Ehitis	1
Muu ehitis	Ehitis	1
Katusealune	Ehitis	1
Muu veekogu	Muu veekogu	2
Vooluveekogu	Vooluveekogu	3
Järv	Seisuveekogu	4
Kalmistu	Kalmistu	5
Haljasala	Haljasala	6
Õu	Õu	7
Põld	Põld	8
Rohumaa	Looduslik rohumaa	9
Püsirohumaa	Kultuurrohumaa	10
Aimaa	Marjaaed	11
Põõsastik	Põõsastik	12
Noor mets	Noor mets	13
Muu lage	Lage	14
Mets	Mets	15
Jäätmaa	Jäätmaa	16
Raba	Raba	17
Madalsoo	Madalsoo	17
Raskesti läbitav soo	Madalsoo	18
Turbaväli	Turbaväli	19
Hukkunud puistu	Hukkunud puistu	20
Teed, tänavad ja platsid	Teed, tänavad, platsid	21

LISA 6. Baaskaardi maakasutuse (ülemine tabel) ja CORINE'i maakatte (alumine tabel) klassifikatsioonid.

Baaskaardi maakasutuse kood	Baaskaardi klassifikatsioon	Uus klassifikatsioon	Uus maakasutuse kood
1410110	meri	seisuveekogu	1
1410120	suur järv	seisuveekogu	1
1410130	veehoidla	seisuveekogu	1
1410210	suur jõgi	vooluveekogu	2
1335200	soo	soo	3
1335240	märgala	märgala	4
1510120	looduslik ala	looduslik ala	5
1511110	põllumajanduslik maa	põllumajanduslik maa	6
9030101	kaevandus	karjäär	7
9030103	karjäär, kivimurd	karjäär	7
9030104	prügimägi	jäädmaa	8
9030105	terrikoon	jäädmaa	8
9030106	settebassein	jäädmaa	8
1512160	turbaväli	turbaväli	9
3310000	lennuväli	hoonestatud ala	10
9050210	hoonestusala	hoonestatud ala	10

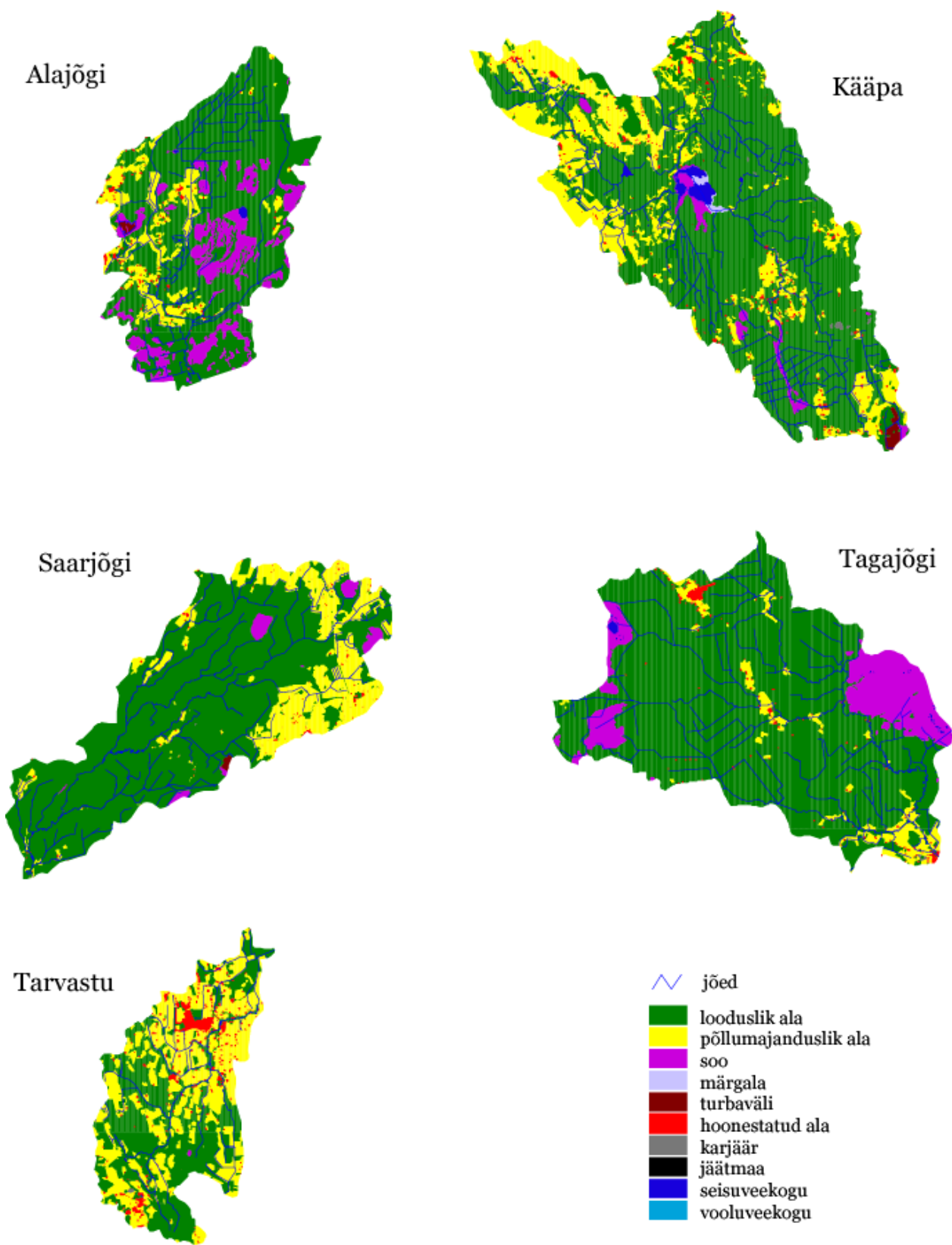
CORINE ID	CORINE klassifikatsioon	Uus klassifikatsioon	Uus kood
111	tihehoonestus	hoonestatud ala	1
112	hõrehoonestus	hoonestatud ala	1
121	tööstus	hoonestatud ala	1
122	teed	hoonestatud ala	1
123	sadam	hoonestatud ala	1
124	lennujaam	hoonestatud ala	1
131	maardla	karjäär	2
132	prügimägi	jäädmaa	3
133	ehitusplats	hoonestatud ala	1
141	haljasala	haljasala	4
142	park	park	5
211	põld	põld	6
222	puuviljaaed	puuviljaaed	7
231	karjamaa	kultuurrohuma	8
242	kompleksviljelus	põld	6
243	haritav looduslik maa	põld	6
311	lehtmets	lehtmets	9
312	okasmets	okasmets	10
313	segamets	segamets	11
321	looduslik rohuma	looduslik rohuma	12
322	põõsastik	põõsastik	13
3241	mets-põõsastik	põõsastik	13
3242	mets-soo	madal soo	14
331	rand, lüüed, liivikud	lage	15
333	hõre taimestik	põõsastik	13
334	põlenguala	põlenguala	16
4111	märgalad	märgala	17
4112	madal soo	madal soo	14
4121	raba	raba	18
4122	turbavõtuaugud	turbaväli	19
421	mere mõjutatav märgala	märgala	17
511	veejuhtmed	vooluveekogu	20
512	järv, tiik	seisuveekogu	21
521	rannajärv	seisuveekogu	21
523	meri	seisuveekogu	21

LISA 7. Eesti jõgede riikliku hüdrokeemilise seire lävendid.

Jrk. nr.	Jõgi/nr. jõgede nimestikus Lävend	Lävendi kaugus jõe suudmest, km	Valgala F, km ²	Koordinaadid		Proovivõtu sagedus aastas
				<i>Põhjalaius</i>	<i>Idapikkus</i>	
1	Võhandu (30) vv.Vagula järvest	93	495	57 51 33	26 58 01	6
2	Tarvastu (165) suue	0,5	108	58 14 42	25 55 34	12
3	Tänassilma(180) Oiu	0,5	454	58 23 53	25 58 30	12
4	Pedja (237) Jõgeva SAJ	71	665	58 45 24	26 24 26	6
5	Põltsamaa (300) Rutikvere	64,5	861	58 47 28	25 57 53	6
6	Porijõgi (444) Reola HP	12,6	241	58 16 23	26 44 37	12
7	Kääpa (537) vv. Kose paisjärvest	6,2	282	58 43 56	26 52 37	12
8	Avijõgi (569) Mulgi HP	4,6	366	58 58 08	27 01 21	12
9	Tagajõgi (599) Tudulinna	3,7	252	59 02 14	27 05 23	6
10	Alajõgi (613) Alajõe HP	3,5	140	59 01 54	27 23 38	12
11	Pühajõgi (670) suue	1	196	59 25 12	27 31 46	12
12	Purtse (682) suue (Tln-Narva mnt.)	1	810	59 24 42	27 00 38	12
13	Kunda (729) suue	2	528	59 30 34	26 32 29	12
14	Seljajõgi (746) suue	2	410	59 32 33	26 24 26	12
15	Loobu (779) Vihasoo	1	308	59 33 13	25 47 08	12
16	Valgejõgi (792) Loksa jalak. sild	1	453	59 34 51	25 43 21	12
17	Pudisoo (806) Pudisoo HP	3	132	59 30 32	25 35 48	6
18	Jägala j.(835) Linnamäe	1	1572	59 26 36	25 11 25	12
19	Vääna (945) suue	1	316	59 26 00	24 21 39	12
20	Keila (961) suue	1	682	59 23 51	24 17 37	12
21	Vihterpalu (1017) Vihterpalu HP	2,4	474	59 15 12	23 52 04	6
22	Velise (1127) Valgu HP	38,3	135	58 48 51	24 34 01	6
23	Saarjõgi (1347) Kaansoo HP	0,8	191	58 34 41	25 13 24	6
24	Sauga (1487) Nurme veskipais	10,6	546	58 26 45	24 30 04	12

LISA 8. Erinevate maakasutuse tüüpide osakaalud uuritavates valglates.

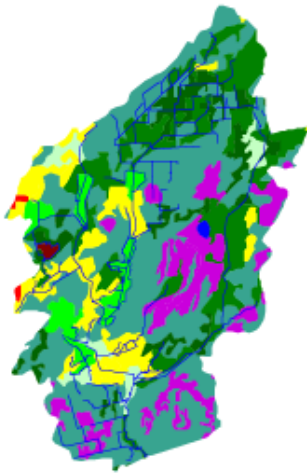
	looduslike alade osakaal (%)	põllumajanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
<i>Alajõgi</i>	73.82	15.09	10.43	0.21
<i>Avijõgi</i>	72.10	26.66	0.54	0.64
<i>Jägala</i>	59.09	30.79	8.32	1.15
<i>Kääpa</i>	68.41	28.67	1.47	0.07
<i>Keila</i>	41.72	46.83	8.64	1.92
<i>Kunda</i>	58.07	36.57	3.76	0.69
<i>Loobu</i>	50.49	42.86	5.32	0.92
<i>Pedja</i>	61.58	33.84	2.97	0.66
<i>Põltsamaa</i>	50.10	41.71	5.85	1.40
<i>Porijõgi</i>	44.74	54.17	0.37	0.30
<i>Pudisoo</i>	71.77	17.10	9.28	1.59
<i>Pühajõgi</i>	59.35	31.60	0.38	7.52
<i>Purtse</i>	63.07	23.59	8.14	3.09
<i>Saarjõgi</i>	77.14	20.82	1.87	0.00
<i>Sauga</i>	50.39	30.61	12.48	0.90
<i>Seljajõgi</i>	29.62	66.08	0.27	3.71
<i>Tagajõgi</i>	82.98	7.26	9.31	0.33
<i>Tänassilma</i>	49.98	43.34	4.64	0.38
<i>Tarvastu</i>	40.52	57.09	0.00	2.39
<i>Vääna</i>	43.41	44.99	3.83	6.46
<i>Valgejõgi</i>	57.33	28.47	10.74	2.69
<i>Velise</i>	71.46	21.32	6.84	0.02
<i>Vihterpalu</i>	62.75	16.56	18.71	0.56
<i>Võhandu</i>	50.76	45.40	0.83	0.96



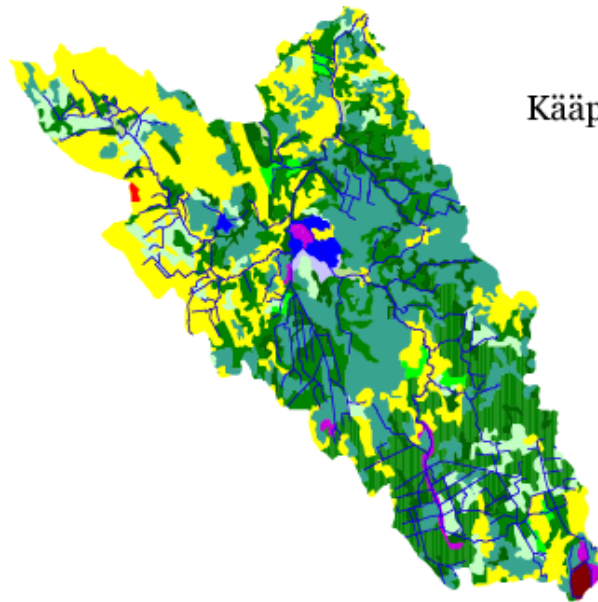
60 km

LISA 10. Näiteid uuritavate valglate maakattest CORINE'i maakatte kaardi järgi.

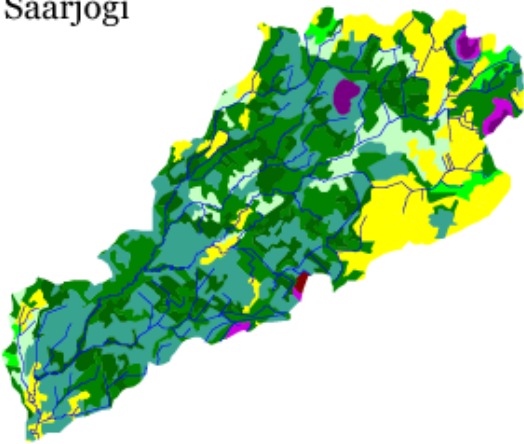
Alajõgi



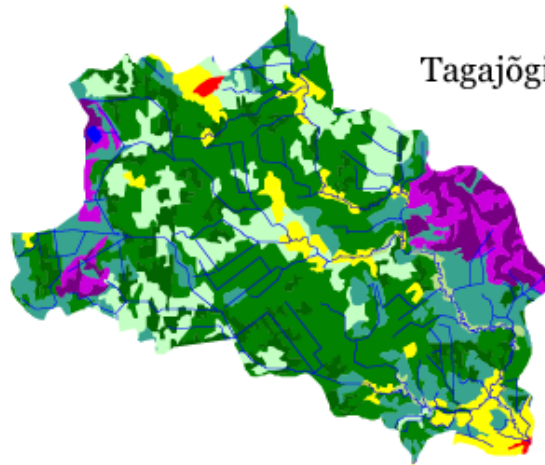
Kääpa



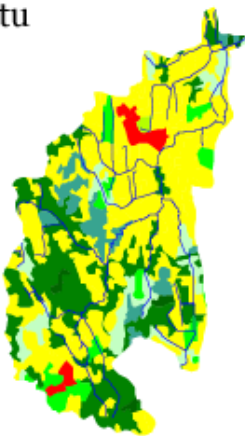
Saarjõgi



Tagajõgi



Tarvastu

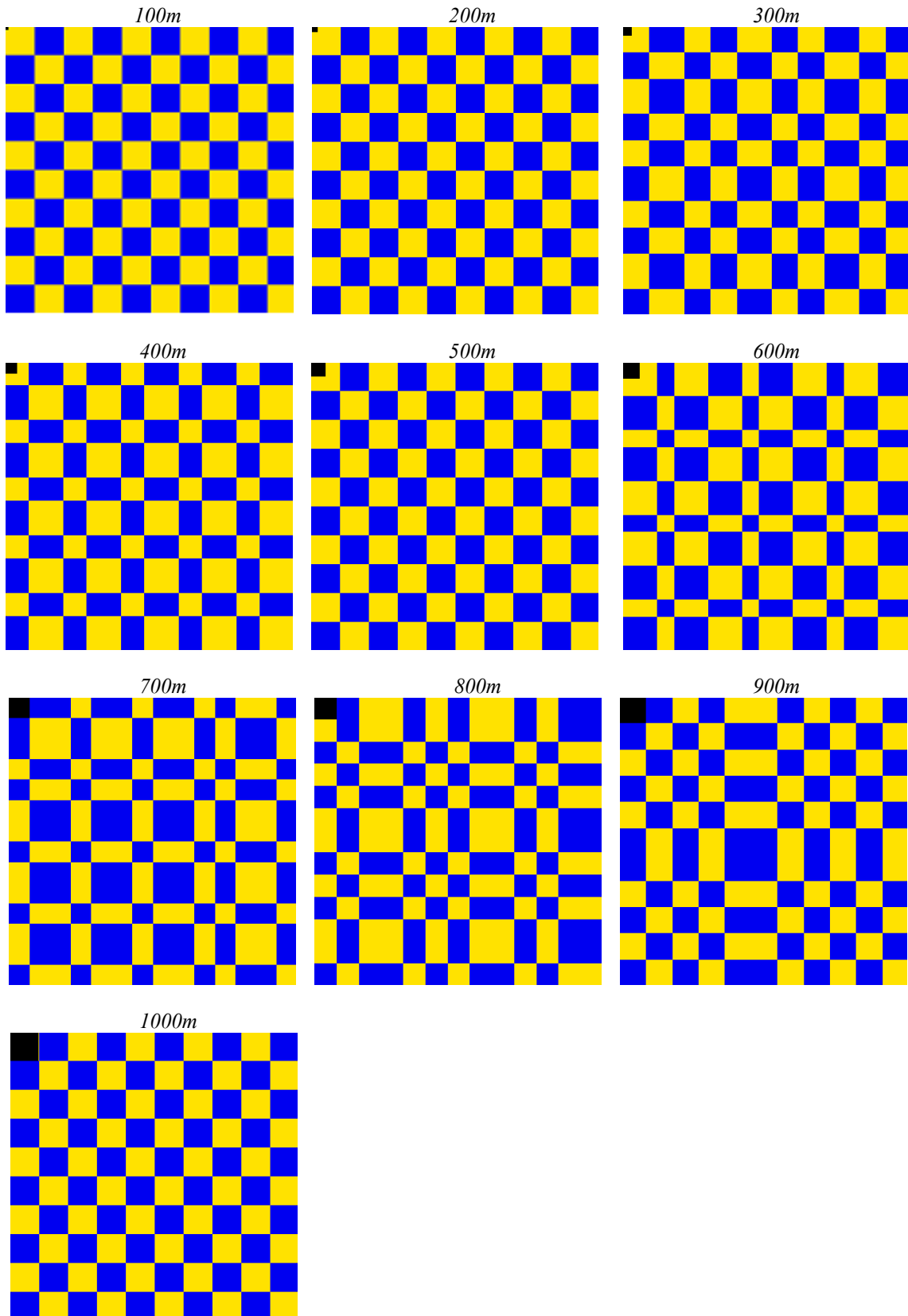


∩ jõed

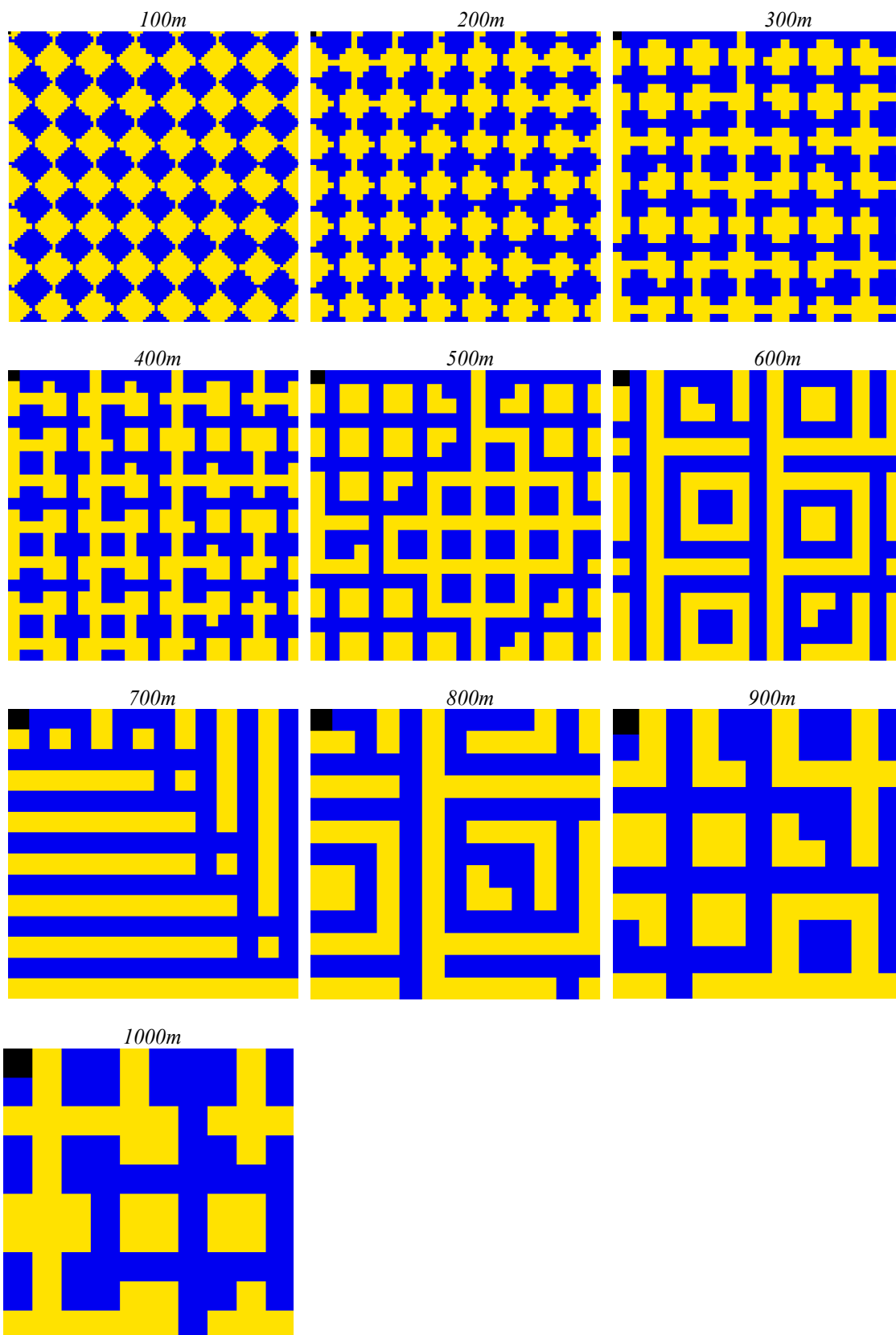
- haljasala
- park
- põld
- puuviljaaed
- kultuurrohuma
- lehtmets
- okasmets
- segamets
- looduslik rohuma
- põõsastik
- madal soo
- märgala
- raba
- turbaväli
- hoonestatud ala
- karjäär
- jäätmaa
- lage
- põlenguala
- seisuveekogu
- vooluveekogu

60 km

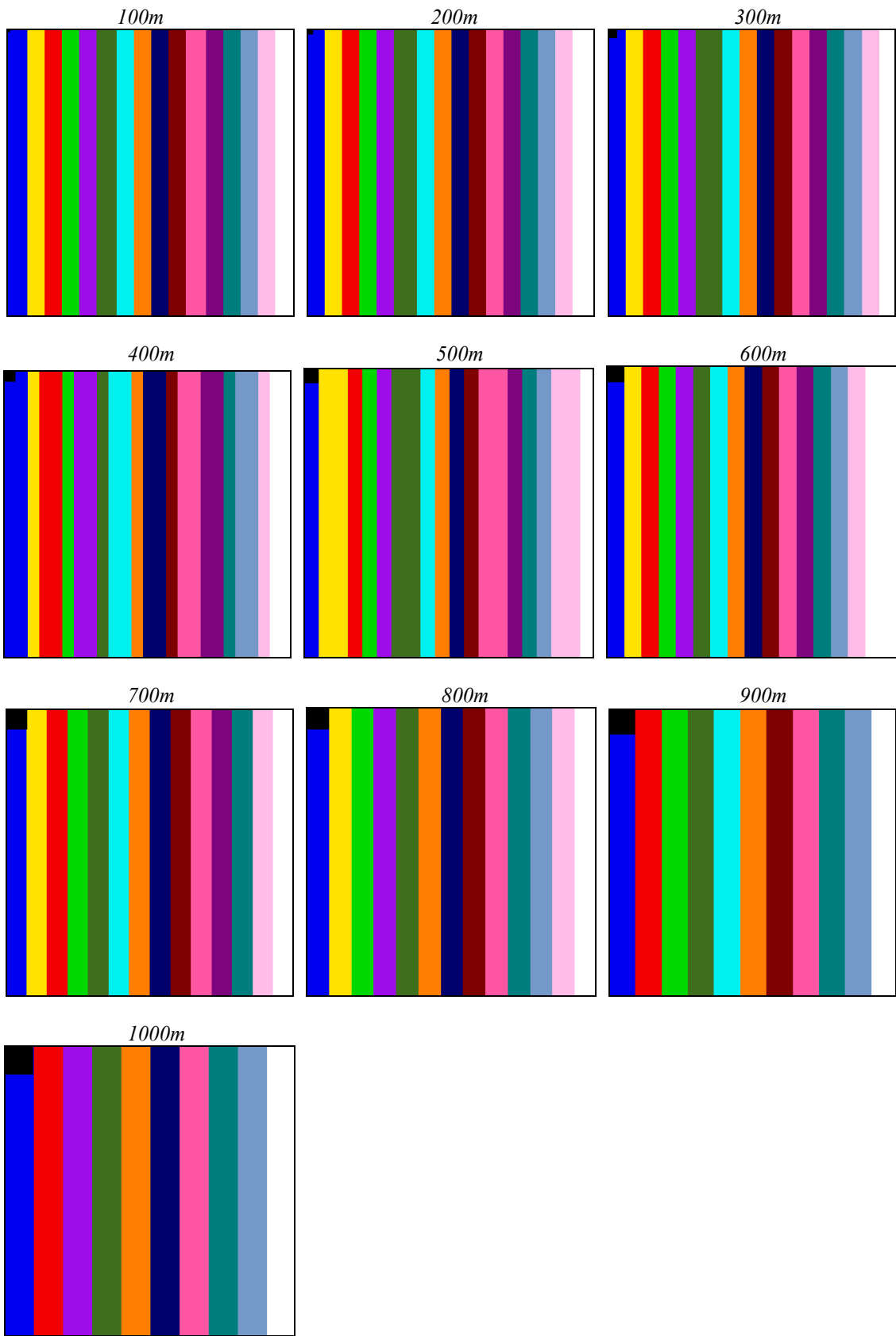
LISA 11. 10*10 malelaua muutumine piksli suurendamisel 100m—1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



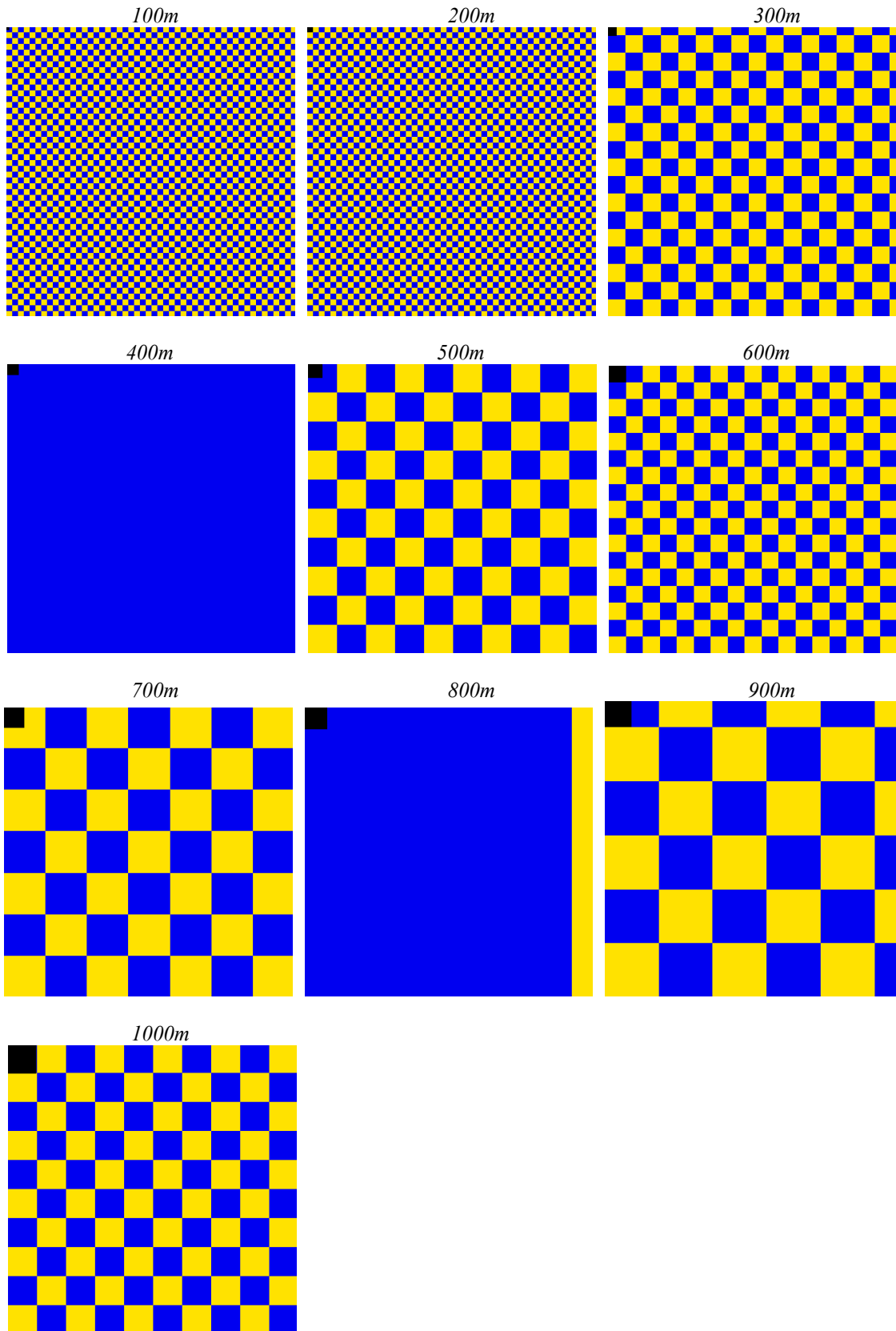
LISA 12. 45° pööratud 10*10 malelaua muutumine piksli suurendamisel 100m —1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



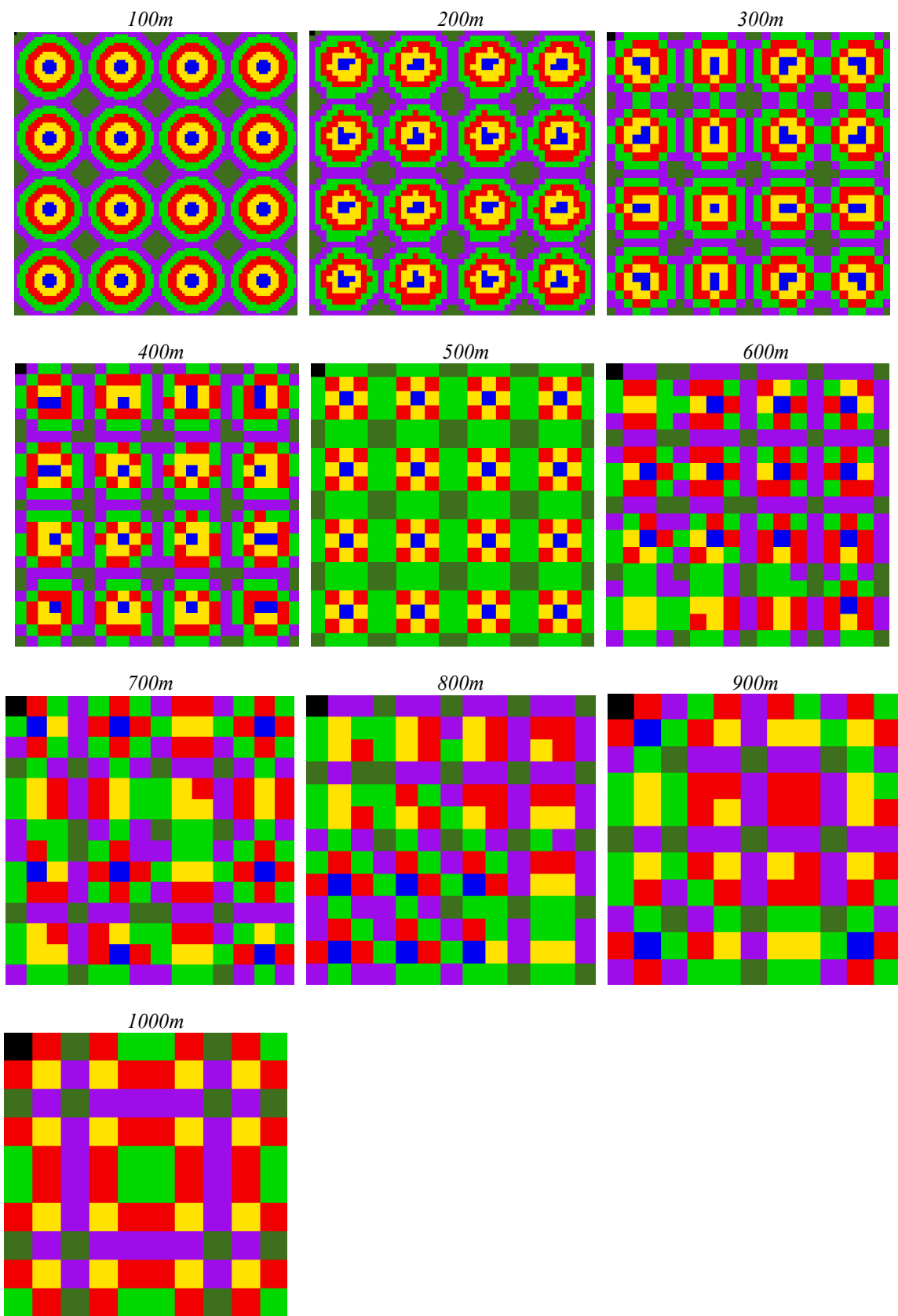
LISA 13. 16-tüübilise lineaarse maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m —1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



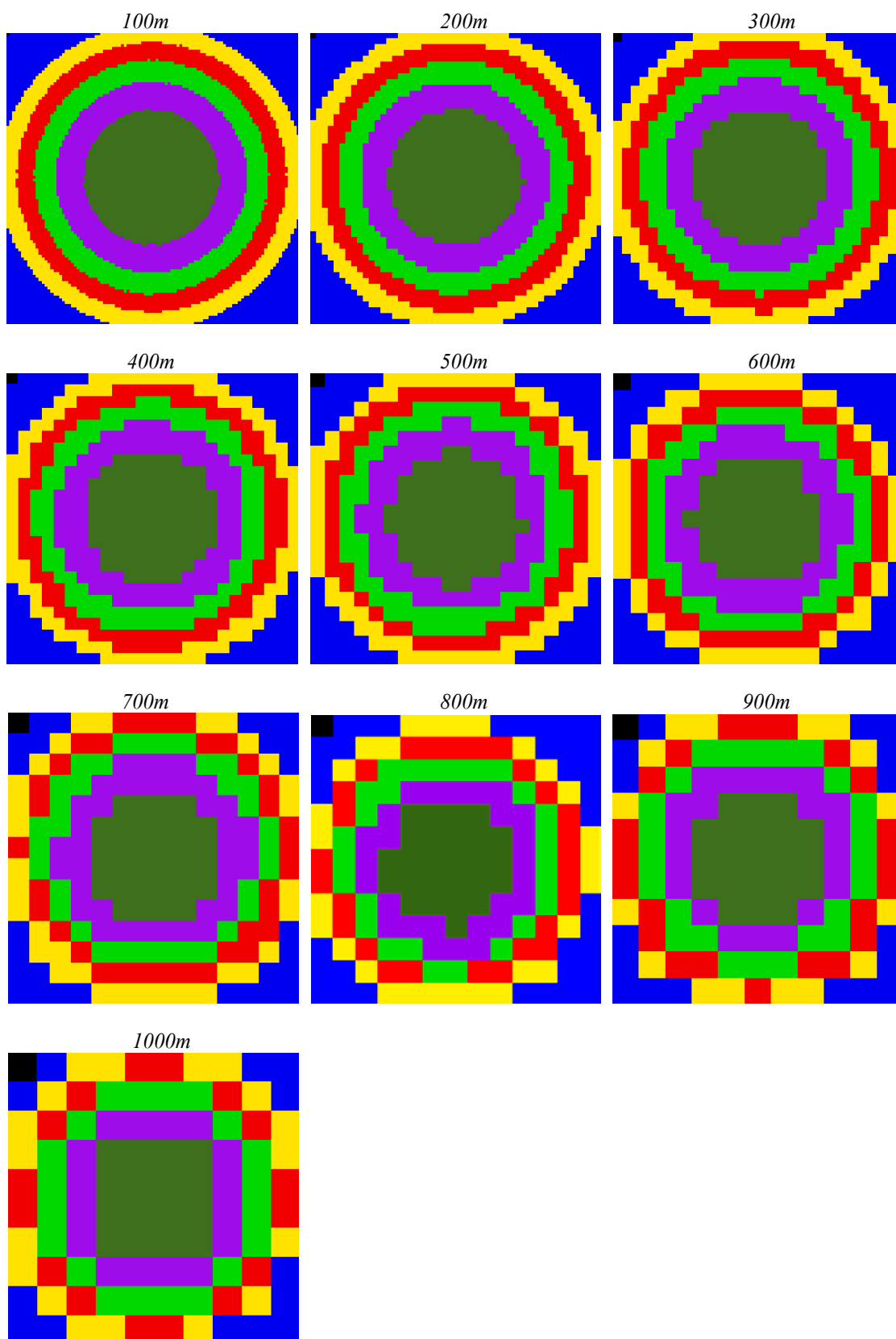
LISA 14. 50*50 malelaua muutumine piksli suurendamisel 100m—1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



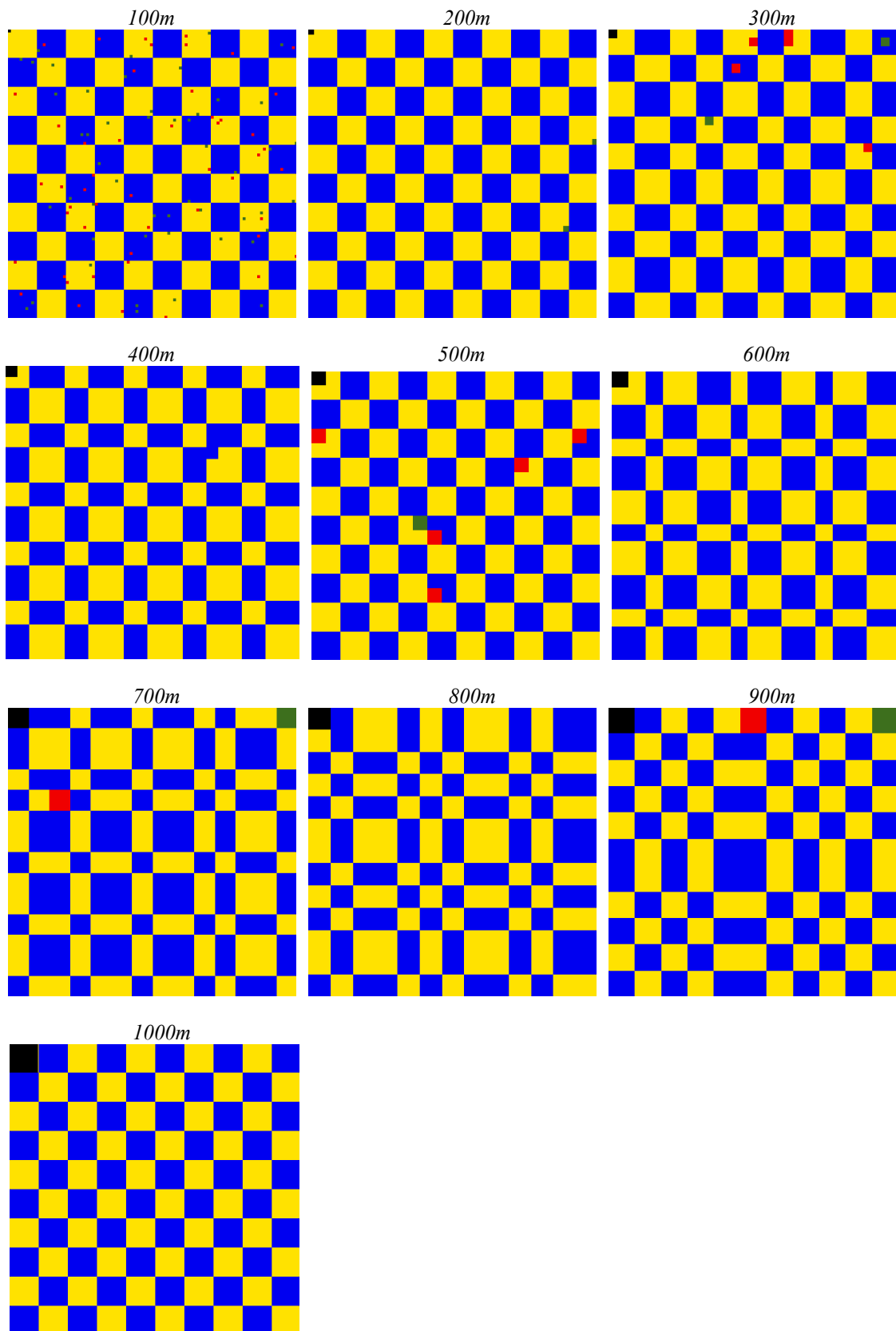
LISA 15. 6-tüübilise täpilise maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m —1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



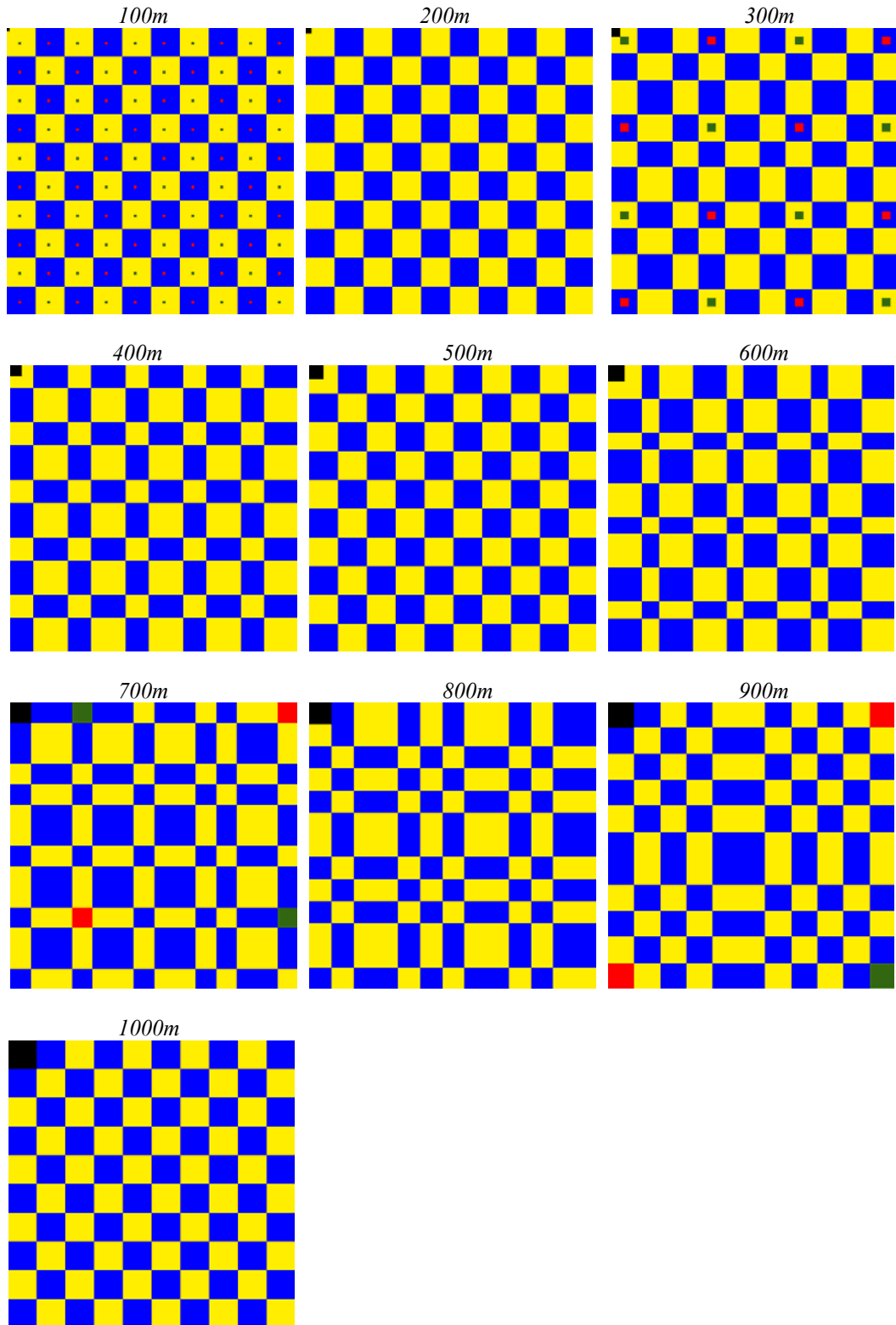
LISA 16. 6-tüübilise radiaalse maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m-1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



LISA 17. 2-tasemelise osalt juhumustriga maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m—1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



LISA 18. 2-tasemelise regulaarmustriga maastiku muutumine piksli suurendamisel 100m—1000m (piksli suurus on esitatud musta ruuduna vasakul maastike nurgas).



LISA 19. Maastikuindeksite seos väljakande andmetega (ülemine tabel) ning maakasutuse osakaaludega (alumine tabel) baaskaardi põhjal. Tabelis on rasvases kirjas ära märgitud statistiliselt usaldusväärsed astakorrelatsioonikordajad (usaldusnivoo 95%).

	BHT₇ (mgO₂/l)	PHT (mgO₂/l)	N_{üld} (mgN/l)	P_{üld} (mgP/l)
<i>PD</i>	-0.02	-0.75	0.09	0.44
<i>ED</i>	-0.05	-0.62	0.02	0.34
<i>SHAPE_MN</i>	-0.07	-0.14	0.03	0.27
<i>ENN_MN</i>	-0.23	0.37	-0.18	-0.33
<i>CONTAG</i>	0.02	0.33	-0.17	-0.62
<i>PRD</i>	0.04	-0.08	-0.20	-0.09
<i>SHDI</i>	0.12	-0.23	0.29	0.59

	looduslike alade osakaal (%)	põllumajanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
<i>PD</i>	-0.70	0.77	-0.54	0.65
<i>ED</i>	-0.65	0.69	-0.39	0.48
<i>SHAPE_MN</i>	-0.29	0.18	0.14	0.14
<i>ENN_MN</i>	0.62	-0.59	0.31	-0.52
<i>CONTAG</i>	0.78	-0.60	-0.04	-0.69
<i>PRD</i>	0.29	-0.22	-0.29	-0.14
<i>SHDI</i>	-0.69	0.46	0.19	0.71

LISA 20. Maastikuindeksite seos väljakande andmetega (ülemine tabel) ning maakasutuse osakaaludega (alumine tabel) *CORINE*'i maakatte põhjal. Tabelis on rasvases kirjas ära märgitud statistiliselt usaldusväärsed astakorrelatsioonikordajad (usaldusnivoo 95%).

	BHT₇ (mgO₂/l)	PHT (mgO₂/l)	N_{üld}(mgN/l)	P_{üld}(mgP/l)
<i>PD</i>	-0.53	-0.49	-0.23	0.38
<i>ED</i>	-0.47	-0.10	-0.56	0.00
<i>SHAPE_MN</i>	0.23	0.66	-0.44	-0.38
<i>ENN_MN</i>	0.12	-0.23	0.62	0.12
<i>CONTAG</i>	-0.15	-0.59	0.13	0.28
<i>PRD</i>	0.02	0.05	-0.20	0.24
<i>SHDI</i>	0.13	0.26	0.23	0.00

	looduslike alade osakaal (%)	põllumajanduslike alade osakaal (%)	soode osakaal (%)	hoonestatud alade osakaal (%)
<i>PD</i>	-0.42	0.40	-0.12	0.09
<i>ED</i>	-0.05	0.04	0.08	-0.48
<i>SHAPE_MN</i>	0.57	-0.58	0.34	-0.70
<i>ENN_MN</i>	-0.33	0.28	-0.01	0.60
<i>CONTAG</i>	-0.38	0.57	-0.57	0.19
<i>PRD</i>	0.18	-0.16	-0.20	-0.14
<i>SHDI</i>	-0.09	-0.13	0.53	0.39

PUBLIKATSIOON

Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments

Evelyn Uuemaa, Jüri Roosaare and Ülo Mander

Institute of Geography, University of Tartu, Vanemuise 46, 51014 Tartu, Estonia
kevelyn@ut.ee, juri.roosaare@ut.ee, mander@ut.ee

ABSTRACT

We investigated scale dependence of landscape metrics and the relationship between land use parameters and FRAGSTATS-based landscape metrics (Edge Density (ED), Patch Density (PD), Mean Shape Index (SHAPE_MN), Mean Euclidean Nearest Neighbor Index (ENN_MN), Contagion (CONTAG), Patch Richness Density (PRD), and Shannon's Diversity Index (SHDI)) and nutrient/organic-matter based water quality indicators (BOD₇ and COD_{KMnO4} values, Total-N and Total-P concentrations in water) in 24 catchments with various land use patterns in Estonia. We used the Basic Map of Estonia (1:10 000), the Base Map of Estonia (1:50 000) and the CORINE Land Cover Map (1:200 000). In scale analysis we calculated landscape metrics on artificial and real landscapes. Scale analysis showed that responses of landscape metrics to changing grain size vary among landscapes and metrics. Analysis of artificial landscapes showed that Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance and Contagion are directly dependent on grain size and should therefore be used carefully. When finding relationships between landscape metrics and water quality indicators, significant differences between the relationships derived from the Base Map and the CORINE land Cover Map were found. In the case of the Base Map, landscape metrics correlated strongly with land use and showed no expected relationships with water quality data. This underlines the importance of land use classification in such kind of analysis. Correlation between the landscape metrics calculated on the basis of the CORINE Land Cover Map and water quality data was stronger than in the case of the Base Map. The COD_{KMnO4} value significantly correlated with all land use types. For instance, the COD_{KMnO4} values are higher when fens and natural areas form a higher proportion of the catchments' land use. Except for the BOD₇ value, all the water quality indicators showed significant correlation with urban land use proportions. Strong relationship between the Patch Density and the COD_{KMnO4} value is most likely caused by the fact that both parameters were significantly correlated with the proportion of natural areas. As the landscape metrics depend on pixel size, topographic scale, and land use classification, and as the effect of land use on water quality in catchments is the most significant of the factors, it was impossible to separate the influence of land use pattern from the influence of FRAGSTATS-based landscape metrics.

Key words: BOD₇, COD, catchments, land cover, landscape metrics, nitrogen, phosphorus, scaling.

1. Introduction

Scaling issues were first recognized by cartographers who – making a reduced model of geographic space – had to generalize. For a cartographer, working out a good – clear and informative – map, the subjective side, the semiotic problems of cartographic communication, are rather central to making a goal-oriented presentation. According to cartographic traditions, the larger the map scale the more detailed is the presentation. Upscaling (movement towards a smaller map scale) means (besides many technical details of the *geometric generalization*) a movement upwards in the hierarchy of objects, and is related to the *semantic generalization* (Jones, 1997). The hierarchy theory discerns levels of organization and levels of observation (Ahl and Allen, 1996) and regards scale not as an intrinsic attribute of a system property, but as a constraint imposed by the observer (Allen and Hoekstra, 1991).

The fact that the results of spatial data analysis depend on data aggregation methods and the zoning scheme was recognized by quantitative geographers long ago. Its general formulation is known as the modifiable areal unit problem (MAUP) made by S. Openshaw and P. Taylor (1981). There exists broad choice of literature on this topic in landscape ecology, from classic authors (Turner and Gardner, 1990) and textbooks (Farina, 1998, 2000; Turner *et al.* 2001) to new papers (Jelinski and Wu, 1996; Wu and Qi, 2000; Hay *et al.*, 2001; Wu *et al.*, 2002).

MAUP in landscape ecological context consists of three related aspects: how the **grain size**, **zoning** and **areal extent** of investigation influence the results and how to find their optimal values for each concrete case. In addition, landscape pattern reveals fractal behavior, which should be studied with a multi-scale approach (Milne 1991a; Nikora *et al.*, 1999).

This scale-dependence of spatial pattern has been described by Turner *et al.* (1989); Milne (1991b); Constanza and Maxwell (1994); Wickam and Riitters (1995); Moody and Woodcock (1995); Cain *et al.* (1997); Blaschke and Petch (1999); Wu *et al.* (2000); Gergel and Turner (2002); Lausch and Herzog (2002).

Although these three aspects are closely interrelated, their relative importance depends on the conceptual basis of investigation. If the phenomena under consideration are regarded as **fields**, e.g. De Cola (1994), the raster model is essential and grain size has primary importance. Remote sensing images are commonly used. Zoning and areal extent are *a priori* not related to landscape ecology but need to be identified during the analysis phase. If the raster model is used for analysis, then some geometric generalization takes place.

The influence of land use on water quality in streams is scale dependent and varies in time and space (Young *et al.*, 1987; Behrendt *et al.*, 2002; Buck *et al.*, 2004). Numerous studies have found the landscape structure to be the main factor influencing the nutrient and organic matter runoff from watersheds. This has been shown at the global scale (Turner *et al.*, 2003), as well as at the regional and local scales for catchments of dominantly agricultural use (Young *et al.*, 1987; Arheimer and Brandt, 2000; McDowell *et al.*, 2001; Steegen *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2003; Davenport *et al.*, 2003; Haggard *et al.*, 2003; Suttles *et al.*, 2003; Buck *et al.*, 2004; Nair and Graetz, 2004), and for forested areas (Wickham *et al.*, 2003), and for heterogeneous multifunctional landscapes (Stålnacke *et al.*, 1999; Mander *et al.*, 2000; Baker *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002; Steinhardt and Volk, 2003). In relation to material export, different landscape metrics have been used for the description of landscape structure in catchments: areas of landscape elements and distances of landscape elements from water bodies (Thierfelder, 1998); topography elements (Jones *et al.*, 2001; Cao *et al.*, 2003), presence of riparian zones (Kuusemets and Mander, 1999; Baker *et al.*, 2001, Jones *et al.*, 2001; Gergel *et al.*, 2002; McClain *et al.*, 2003) and wetlands (Trepel and Palmeri, 2002), and various diversity metrics (Jones *et al.*, 2001; Chen *et al.*, 2002; Gergel *et al.*, 2002).

Several studies have shown a good detectability of stream water quality using remote sensing data (Griffith *et al.*, 2002; Davenport *et al.*, 2003). Johnson *et al.* (2001) have found that landscape measurements alone, obtained solely from remotely sensed data, can explain about 75% of the water quality variability in catchments.

Hundreds of landscape metrics have been proposed by various researchers to analyse the landscape structure. Most of them are covered by the computer program FRAGSTATS (McGarigal and Marks, 1995). Since the emergence of FRAGSTATS (the first version appeared in 1993 but broad use started with the public domain v.2.0 – McGarigal and Marks, 1995) the measures and methods incorporated in this software are very widely used. Despite the several weaknesses of FRAGSTATS it has become a *de facto* standard tool for calculating landscape metrics. Therefore we limited ourselves to the possibilities offered by FRAGSTATS.

To control how landscape metrics respond to changing grain size, extent, number of zones, the direction of analysis, etc, landscape simulators are applied (e.g. Li and Reynolds, 1994). Gardner *et al.* (1987) introduced the concept of neutral models into landscape ecology. The aim of a neutral model is to have “an expected pattern in the absence of specific landscape processes” (*ibid*). In order to have a random pattern, the first applications of this concept stemmed from the percolation theory (Gardner and O’Neill, 1991), but different types of regular artificial landscapes are also used (De Cola 1994; Li and Reynolds 1994).

The aim of our study was to investigate relationships between the land use parameters and FRAGSTATS-based landscape metrics and nutrient/organic-matter based water quality indicators in catchments with various land use patterns using different spatial data resolutions.

Our investigation consisted of two main parts:

1. Examination of selected landscape metrics at different grain sizes for real and artificial landscapes. Recently Wu *et al.* (2002), who used different empirical landscape data, grouped the effects of changing grain size into three general types:

- Type I – predictable responses with simple scaling relations;
- Type II – staircase-like responses with no simple scaling relations; and
- Type III – erratic responses exhibiting no general scaling relations.

We used the same typification.

2. Application of the acquired knowledge to test structural indexes as indicators of nutrients’ wash-off using measured runoff data and existing maps.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Scale dependence of landscape metrics

To examine the influence of spatial resolution (and other possible noise factors) on landscape metrics, we tested different artificial and real landscapes. The grain size (pixel size) was systematically changed from 10m to 1000m. The landscape metrics were analyzed using the computer program FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002). As noted by many authors (O’Neill *et al.*, 1999; Griffith, *et al.*, 2000; Wu, *et al.*, 2002), many of the landscape metrics are correlated with each other. Therefore we performed correlation analysis and picked those landscape metrics that did not correlate significantly with others. There was only one exception – patch density, which correlated with edge density, but is very often used. We used the following landscape metrics: Edge Density (ED), Patch Density (PD), Mean Shape

Index (SHAPE_MN), Mean Euclidean Nearest Neighbor Index (ENN_MN), Contagion (CONTAG), Patch Richness Density (PRD), and Shannon's Diversity Index (SHDI) (Table 1).

2.1.1 Artificial landscapes

Computer programs (we used Idrisi Kilimanjaro) allow us to generate raster patterns with textures of our choice. We tested dependence on grain size for different types of regular landscapes (Fig. 1): "chessboards" (two-colour, six-colour), checked structures (regular and random mixture of different squares), and linear and radial structures.

2.1.2 Real landscapes

The land use data for real landscapes was derived from the Estonian Basic Map (1:10 000), as it was the most accurate map available (Table 2). As the Basic Map was not available for all the catchments studied (only the Porijõgi River catchment was covered), we used two additional areas with considerably different study sites – "South Estonia" and "Northeast Estonia" (Fig. 2) – for the landscape structure analysis. The South-Estonian landscape is fragmented and dominated by agricultural and urban land uses, while the Northeast Estonian landscape is more homogenous and less influenced by human activities (Fig. 3). The extent of the study sites for landscape structure analysis (Northeast Estonia and South Estonia, Fig. 2) was set at $15 \times 15 = 225 \text{ km}^2$ using core areas. The Porijõgi catchment has natural boundaries and a size of 241 km^2 ; a major part of it is located on the Otepää Heights, and the landscape is very fragmented and dominated by semi-natural grasslands and forests (Fig. 3; Mander *et al.*, 2000).

Table 1. List of landscape metrics used in the study (based on McGarigal et al., 2002).

Landscape metric	Abbreviation	Description
Edge Density	ED	The total length of all edge segments per ha for the landscape under consideration (unit: m/ha)
Patch Density	PD	The number of patches per unit area
Mean Shape Index	SHAPE_MN	A patch-level shape index averaged over all patches in the landscape: $\text{SHAPE_MN} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{P_{ij}}{2\sqrt{a_{ij}}} \right)}{N}$
Mean Euclidean Nearest Neighbour index	ENN_MN	Where P_{ij} is the perimeter and a_{ij} is the area of patch ij , and N is the total number of patches in the landscape (unitless) <i>At patch level the distance (m) to the nearest neighboring patch of the same type, based on shortest edge-to-edge distance, is averaged over all patches in the landscape.</i> $\text{ENN_MN} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n h_{ij}}{N}$
Contagion	CONTAG	Where h_{ij} distance (m) from patch ij to nearest neighboring patch of the same type (class), based on patch edge-to-edge distance, computed from cell center to cell center, and N is the total number of patches in the landscape (unit: m) Indicates the aggregation of patches. $\text{CONTAG} = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \cdot \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2\ln(m)} \right] \quad (100)$
Patch Richness Density	PRD	The number of patch types per unit area (unit: patches per 100 ha)
Shannon's Diversity Index	SHDI	Based on information theory and indicating the patch diversity in the landscape $\text{SHDI} = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$
		where P_i is the proportion of the landscape occupied by patch type i (unitless)

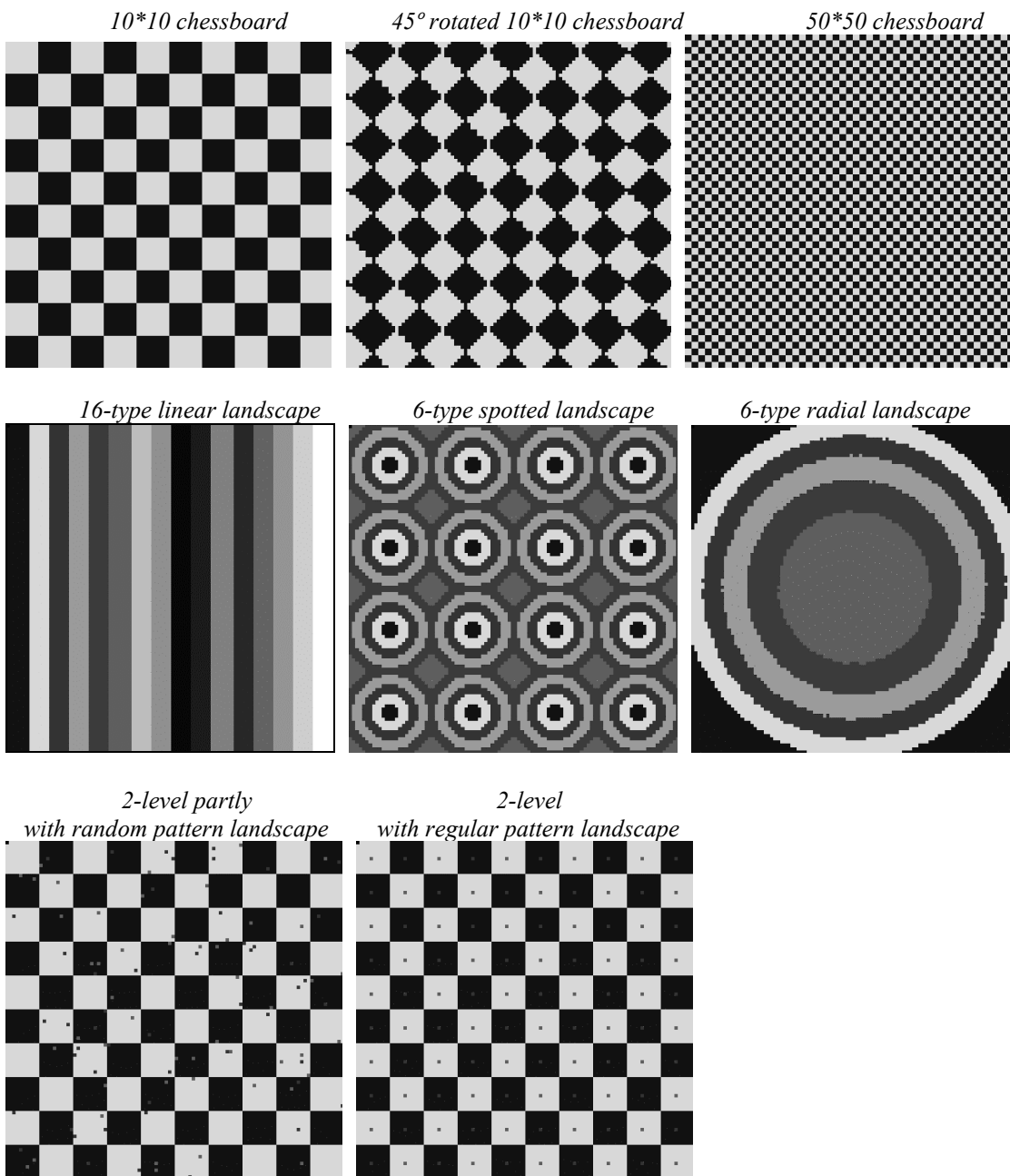


Figure 1. Artificial landscapes used in scale analysis.



Figure 2. . Location of study catchments and study sites for landscape structure analysis (Northeast Estonia and South Estonia, shown as quadrates).

The original data was in vector format and for landscape analysis it was converted into raster format. Changing grain size, we calculated the necessary metrics (Table 1).

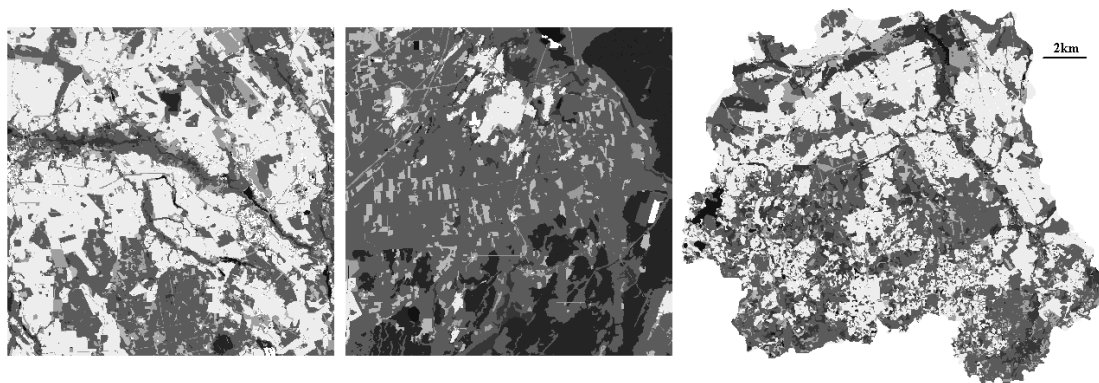


Figure 3. Maps of the different landscapes used in scale analysis (black areas represent fens, gray areas forests and white areas fields). Left - Northeast Estonia , middle - South Estonia, and right – the Pori jõgi River catchment.

2.2 Indicators

To find relationships between landscape metrics and nutrient and organic matter runoff in catchments, we used land use and land cover maps of 24 catchments (Fig. 2). Data used for the calculation of landscape metrics was derived from the Estonian Base Map (1:50 000) and the CORINE Land Cover Map (1:200 000). Due to computational limitations, the spatial resolution for both maps was 30m. The land use and land cover types identified on these two

maps are listed in Table 2. The CORINE Land Cover Map has more land cover types than the Estonian Base Map, although the level of generalization is greater (Fig. 4).

Table 2. Land use and land cover types in real landscapes and study catchments.

Basic Map 1:10 000	Base Map 1 :50 000	CORINE Land Cover Map 1:200 000
Lakes	Lakes	Lakes
Water courses	Water courses	Water courses
Forests	Agricultural land	Non-irrigated arable land
Small ponds	Urban	Urban
Young forests	Mine	Mine
Cultivated grasslands	Dump site	Dump site
Orchards	Fen	Inland marshes
Fallow lands	Peat field	Peat bogs
Buildings	Wetland	Deciduous forests
Graveyards	Airport	Green urban areas
Sparsely vegetated areas		Sport and Leisure facilities
Fens		Fruit trees and berry plantations
Arable lands		Pastures
Streets		Coniferous forest
Yards		Mixed forest
Natural grasslands		Natural grassland
Raised bogs		Moors and heath land
Recreational open space		Sparsely vegetated areas
Bushes		Bushes
Burnt woodland		Salt marshes
Peat fields		Peat fields

We used the water quality data (BOD_7 and COD_{KMnO4} values, Total-N and Total-P concentrations in water samples from closing weirs of studied rivers, $mg\ l^{-1}$) from the Estonian Environmental Monitoring Programme database. The disadvantage of this data was its dependence on point pollution sources (towns, factories). However, the relation between the Biological Oxygen Demand (BOD_7) and the Chemical Oxygen Demand (determined on the basis of potassium permanganate; COD_{KMnO4}) helps to distinguish between the anthropogenic (mostly point pollution) sources and natural/semi-natural sources of pollution. In particular, high BOD_7 values indicate the presence of point-pollution sources (urban and industrial areas, settlements), whereas the COD_{KMnO4} value is high in natural areas with a high percentage of swamps, fens and bogs (Behrendt et al., 2002). Therefore, the COD_{KMnO4} correlates well with the widely used Dissolved Organic Carbon (DOC) value (Qualls and Richardson, 2003).

Runoff of nutrients and organic matter is usually shown in $kg\ ha^{-1}yr^{-1}$. As we did not have the required runoff data, we used averaged annual concentrations ($mg\ l^{-1}$) of nutrients and organic matter in river waters.

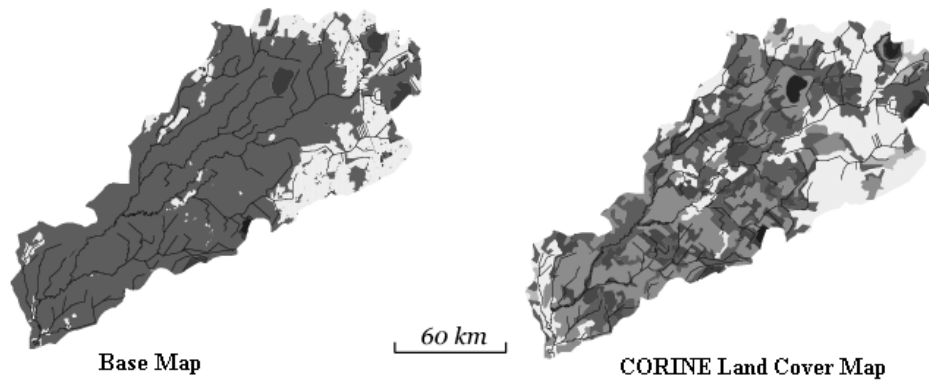


Figure 4. Land use/cover of Saarjõgi catchment. Black areas represent fens, grey areas forests, and white areas fields.

The same landscape metrics were analysed as in artificial and real landscapes analysis (Table 1). For statistical analysis of data, the computer program *STATISTICA 6.0* was used. According to the Kolmogorov-Smirnov test for normality, none of the variables under consideration were normally distributed; therefore the Spearman Rank Order Correlation was performed in order to characterize the relation between different parameters. Level of significance $\alpha = 0.05$ was accepted in all cases.

3. Results and discussion

3.1 Scale dependence of landscape metrics

3.1.1 Artificial landscapes

Analysis of 10*10 and 50*50 chessboard showed that the value of PD does not change much, before the grain size exceeds patch size. However, in the case of the 45° rotated chessboard, the fluctuation in the response curve indicated that the orientation of patches is also important when changing grain size (Fig 5). In the case of 2-level landscapes, response curves of PD were quite similar (Fig 5). Values of PD decreased sharply at 100m grain size and then fluctuated slightly as the small patches disappeared and appeared in the landscape. This indicates the influence of small patches on values of PD. ED responses to changing grain size were similar to PD. This is because ED correlates with PD - it is mostly influenced by the same factors (size and number of patches) as PD.

In the case of the 10*10 and 50*50 chessboard the values of SHAPE_MN were 1, because the landscape consisted of squares. Values calculated on 6-type and 2-level landscapes decreased until they reached a value of 1,0 (Fig. 5). Values of SHAPE_MN start to approach 1,0 because more and more patches contain only one pixel and the decrease in the response curve is more rapid since the landscape consists of small patches.

Values of ENN_MN increase linearly in the case of 10*10, 50*50 and 45° rotated 10*10 chessboards (Fig. 5), although in the case of the structure of 10*10 chessboard does not change and distances between neighbors are the same. Mean nearest neighbor distance measures distance (m) to the nearest neighboring patch of the same type, based on shortest edge-to-edge distance, computed from cell center to cell center (McGarigal *et al.*, 2002). Therefore it is directly dependent on pixel size. When grain size is growing then ENN_MN is

increasing. Although if there are some rare small patches in the landscape that disappear, then values of ENN_MN may decrease with increasing grain size. In case of 16-type linear landscape, the value of ENN_MN is zero because there are no patches of the same type in landscape. For the same reason the values of ENN_MN are zero in the case of the 50*50 chessboard at 400m and 800m grain size. Therefore, behavior of ENN_MN depends on landscapes configuration.

Contagion is strongly influenced by grain size (Fig. 5). In case of 10*10 chessboard contagion decreases until 500m grain size and then increases again, although the configuration of the landscape remains the same at 100m, 500m and 1000m grain size. Values calculated on 50*50 chessboard increase when each patch contains only one pixel and decrease as patches consist of more than one pixel, which is opposite to the expected. Contagion should be zero at 1000m, because each patch contains only one pixel and their interspersion is maximal.

Contagion is based on pixel adjacency proportions. Therefore, it is very dependent on grain size (Li and Reynolds, 1993; Riitters *et al.*, 1996; Ricotta *et al.*, 2002). Analysis of artificial landscapes showed that contagion is directly dependent on pixel size. In most cases, contagion decreases with increasing grain size, but there are exceptions. Contagion may actually increase with changing grain size if the landscape is very fragmented and small patches consisting one or two pixels start to disappear and larger patches of one type unite. Therefore, the behavior of contagion depends on landscape pattern.

PRD calculated on 10*10, 50*50 and 45° rotated 10*10 landscapes did not change with increasing grain size, because the composition of the landscape was changeless, with only one exception: in the case of the 50*50 chessboard, the value of PRD decreased to 0,01 since the landscape consisted of one patch at 400m grain size. From figure 5 it can be seen that PRD is strongly influenced by number of patch types present in landscape. In the case of 2-level landscapes, PRD values fluctuate as small patches disappear or appear in the landscape. Behaviour of SHDI was similar to PRD.

Values of diversity metrics, especially PRD, are mostly determined by the number of patch types present in a landscape (McGarigal *et al.*, 2002). Therefore their response to changing grain size depends on how the number of patch types varies in the landscape.

3.1.2 Real landscapes

Results are presented according to the landscape metrics grouping presented by Wu *et al.* (2002).

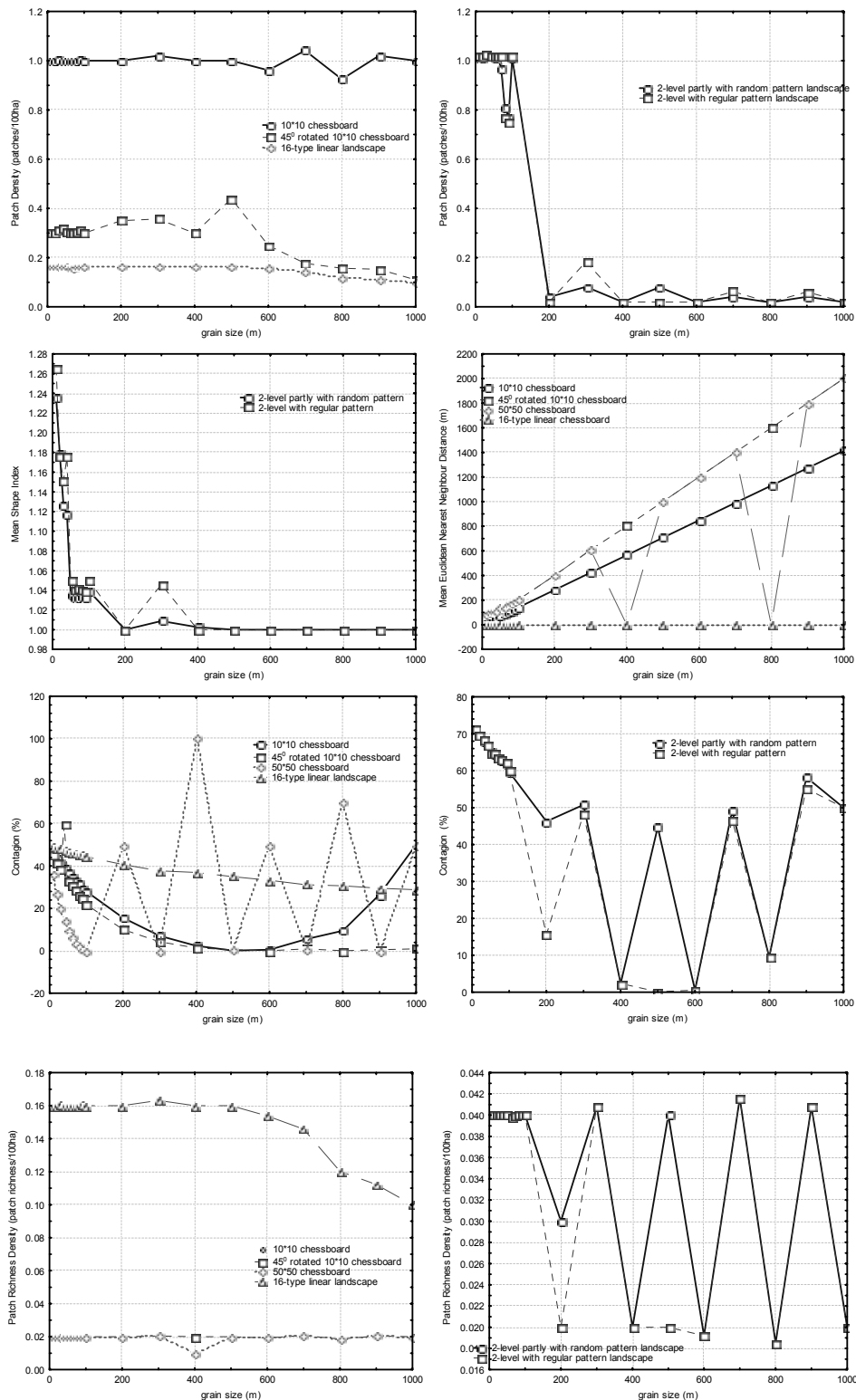


Figure 5. Effects of changing grain size on landscape metrics calculated on artificial landscapes.

Two landscape metrics belonged to Type I: ED and PD. These metrics had predictable responses to changing grain size (Fig. 6). However, the responses varied across landscapes. Values of metrics calculated on Porijõgi and the South Estonian landscape decreased rapidly and then reached a relatively constant value, whereas in the case of the Northeast Estonian landscape, the values of metrics decreased slightly. All response curves best fitted the

logarithmic function ($R^2 > 0,95$). The difference in edge density values between landscapes almost disappears at 400m grain size.

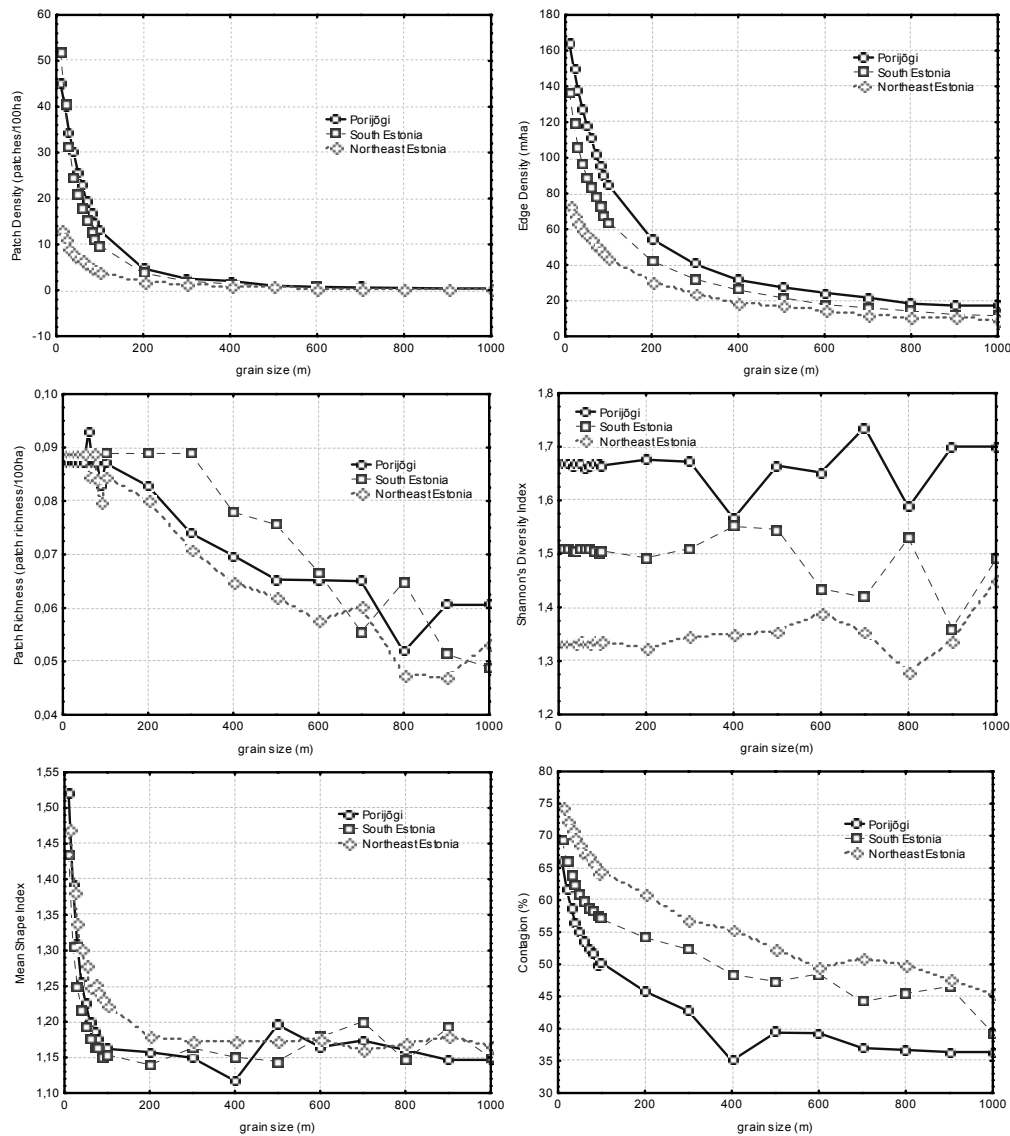


Figure 6. Effects of changing grain size on Type I, Type II and Type III landscape metrics.

Results of PD and ED calculated on maps with a different map scale showed a significant difference in values (Fig. 7). Metrics calculated on the Basic Map decreased rapidly until, at 500m grain size, they reached the same level as values of calculated from the Base Map and the CORINE Land Cover Map. The reason for this is different generalization and classification. Values of metrics calculated on large-scale maps tend to decrease more rapidly with changing grain size than values of metrics calculated on small-scale maps. Apparently topographic scale (generalization, classification) seems to have significant effect on values of landscape metrics. In other words, topographic scale holds the key to both the zoning question and the scale question (MAUP). At some spatial resolutions there is no point in comparing metrics calculated on maps with different topographic scale.

Both diversity metrics (PRD, SHDI) were classified as Type II. PRD and SHDI decreased stepwise with increasing pixel size (Fig. 6). The decrease in SHDI was not as obvious as that in values of PRD, and there were also some increases in the response curve. The number of patch types existing in the landscape determines the values of PRD and SHDI. Their response

to increasing grain size is determined by how many patch types are eliminated by aggregation (Wu *et al.*, 2002). Therefore their value also depends on the aggregation method used. We used the central-point method and majority rule. By the central-point method patch types are not eliminated permanently, i.e., a patch type that is eliminated at 200m spatial resolution can reappear at 400m pixel size. Therefore PRD and SHDI also showed some increases in their values. These fluxes in the response curve can be explained by the fact that SHDI is sensitive to rare patch types. SHDI is influenced by number of patch types as well as their distribution in the landscape.

In case of different map scales, diversity metrics also decreased stepwise (Fig. 7). Metrics calculated on different maps did not reach the same value as Type I metrics did. Therefore the dissimilarity between maps remains. Accordingly, diversity metrics are not so much influenced by generalization as by land use classification.

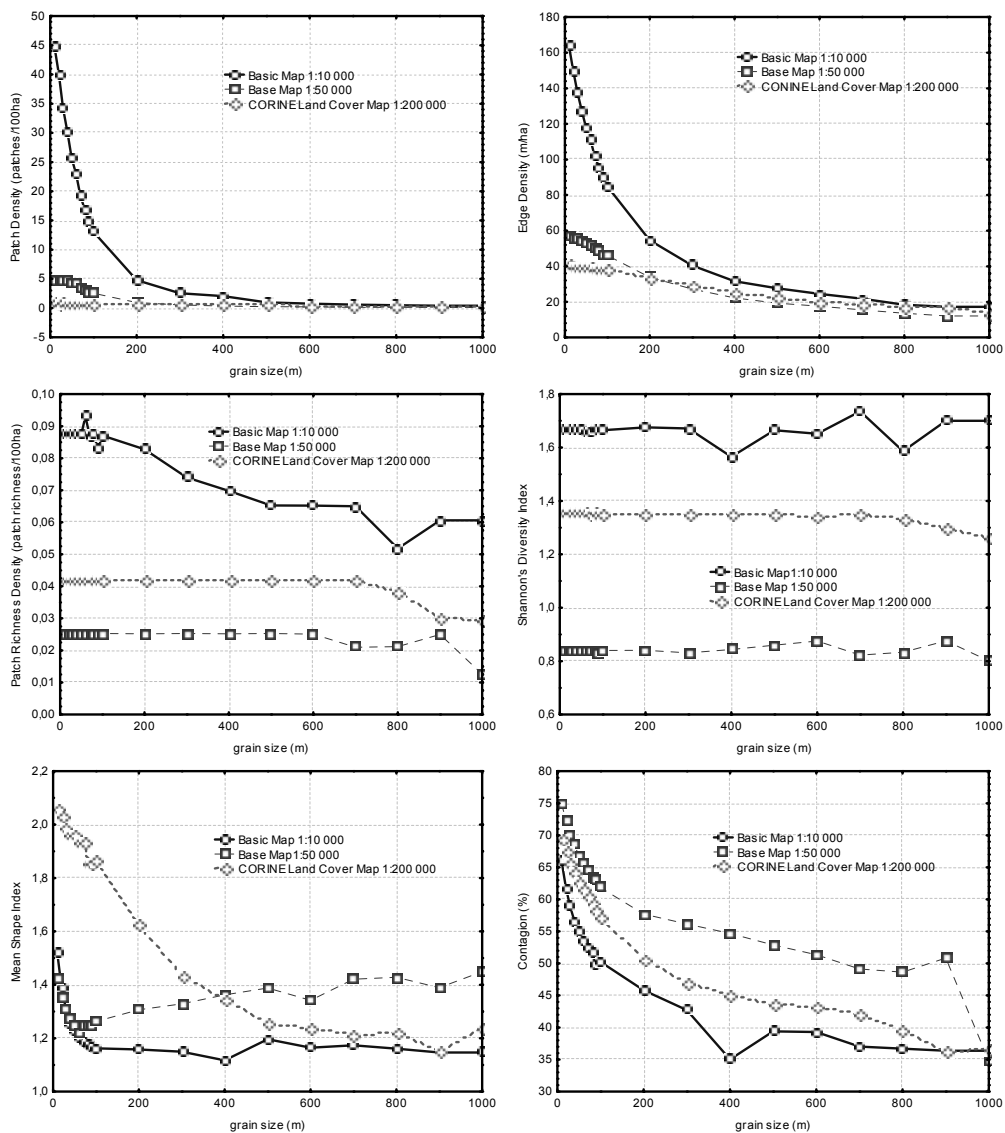


Figure 7. Effects of changing grain size on landscape metrics at different map scales in the case of Porijõgi.

SHAPE_MN, ENN_MN and CONTAG were classified as Type III metrics. These metrics did not have predictable responses to changing grain size (Fig. 6). SHAPE_MN decreased significantly up to a grain size of 100m and from 200m showed erratic responses to increasing grain size. CONTAG decreased in the case of all landscapes up to a grain size of

400m, and then fluctuated with further increase in grain size for all landscapes. ENN_MN increased linearly at first, and then showed no predictable responses to increasing grain size.

These metrics did not show a very clear relationship with changing grain size at different map scales (Fig. 7). Values of SHAPE_MN and CONTAG decreased at first with increasing grain size but then showed erratic behavior. Surprisingly, values of SHAPE_MN are not the highest in the case of the large-scale map. The CORINE Land Cover Map had the highest values of SHAPE_MN, because buildings that are rectangular were not represented there.

3.2 Indicators

3.2.1 Results of the Base Map analysis

All water quality indicators except the BOD₇ value showed significant positive correlations with urban land-use proportions (Table 3). Only the COD_{KMnO4} values decreased when the proportion of urban land use in catchments increased. At the same time, the COD_{KMnO4} was significantly correlated with the proportion of natural areas, agricultural land use, and fens. While the Total-P and Total-N concentrations were negatively correlated with the proportion of natural areas, the COD_{KMnO4} value increased with an increasing proportion of natural areas.

Table 3. Spearman Rank Order Correlation between the land use proportions and water quality indicators based on the Base Map analysis (significant correlation coefficients are in bold; p<0.05).

	Proportion of natural areas (%)	Proportion of agricultural land use (%)	Proportion of fens, bogs and mires (%)	Proportion of urban land use (%)
BOD ₇ (mgO ₂ /l)	-0.13	0.05	-0.18	0.27
COD _{KMnO4} (mgO ₂ /l)	0.59	-0.69	0.55	-0.67
Total-N (mgN/l)	-0.44	0.40	-0.25	0.52
Total-P (mgP/l)	-0.59	0.46	-0.09	0.73

Results of the Base Map analysis showed unexpectedly strong relationships between the land-use characteristics and landscape metrics (Table 4). This is probably caused by the specifics of the Base Map's land-use classification. The landscape metrics PD, ED, ENN_MN, CONTAG and SHDI significantly correlate with proportions of natural land use, agricultural land use, and urban land use. The SHAPE_MN and PRD showed no relationship with land use.

Table 4. Spearman Rank Order Correlation between land use proportions based on the Base Map and landscape metrics (significant correlation coefficients are in bold p<0.05). See Table 2 for explanation of landscape metrics' abbreviations.

	Proportion of natural areas (%)	Proportion of agricultural land use (%)	Proportion of fens, bogs and mires (%)	Proportion of urban land use (%)
PD	-0.70	0.77	-0.54	0.65
ED	-0.65	0.69	-0.39	0.48
SHAPE_MN	-0.29	0.18	0.14	0.14
ENN_MN	0.62	-0.59	0.31	-0.52
CONTAG	0.78	-0.60	-0.04	-0.69
PRD	0.29	-0.22	-0.29	-0.14
SHDI	-0.69	0.46	0.19	0.71

Landscape metrics showed unexpected relationships with runoff-data (table 5). PD and ED correlated negatively with COD_{KMnO4} and correlation between PD and total-P was positive. SHDI relationship with total-P indicated unexpectedly greater total-P runoff from high-diversity landscapes and landscapes with low contagion.

Table 5. Spearman Rank Order Correlation between landscape metrics computed on the Base Map and runoff data (significant correlation coefficients are in bold p<0.05). See Table 2 for explanation of landscape metrics' abbreviations.

	BOD7 (mgO ₂ /l)	COD_{KMnO4} (mgO ₂ /l)	Total-N (mgN/l)	Total-P (mgP/l)
<i>PD</i>	-0.02	-0.75	0.09	0.44
<i>ED</i>	-0.05	-0.62	0.02	0.34
<i>SHAPE_MN</i>	-0.07	-0.14	0.03	0.27
<i>ENN_MN</i>	-0.23	0.37	-0.18	-0.33
<i>CONTAG</i>	0.02	0.33	-0.17	-0.62
<i>PRD</i>	0.04	-0.08	-0.20	-0.09
<i>SHDI</i>	0.12	-0.23	0.29	0.59

3.2.2 Relationships based on CORINE Land Cover Map analysis

The correlation of land use structure with water quality data was similar to that found in the Base Map analysis (Table 6). The COD_{KMnO4} value significantly correlated with all land use types. For instance, the COD_{KMnO4} values are higher when fens and natural areas account for a high proportion of the catchment's land use. Except the BOD₇ value, all the water quality indicators showed significant correlation with urban land use proportions.

The relationship between the land-use proportions and landscape metrics was the opposite of that found from the Base Map analysis (Table 7). For example, ED correlated positively with the proportion of urban land use, whereas SHAPE_MN did not have any significant relationships with land use. The positive correlation between contagion and proportion of agricultural land use most probably is indicative of a greater patch aggregation in agricultural catchments.

Table 6. Spearman Rank Order Correlation between land use proportions based on the CORINE land cover map and runoff data (significant correlation coefficients are in bold p<0.05).

	Proportion of natural areas (%)	Proportion of agricultural land use (%)	Proportion of fens, bogs and mires (%)	Proportion of urban land use (%)
<i>BOD₇ (mgO₂/l)</i>	0.22	-0.22	-0.03	0.14
<i>COD_{KMnO4} (mgO₂/l)</i>	0.70	-0.81	0.55	-0.42
<i>Total-N (mgN/l)</i>	-0.34	0.35	-0.27	0.54
<i>Total-P (mgP/l)</i>	-0.59	0.49	-0.10	0.51

Table 7. Spearman rank correlation matrix between land-use proportions based on the CORINE Land Cover Map and landscape metrics (significant correlation coefficients are in bold $p < 0.05$). See Table 2 for explanation of landscape metrics' abbreviations.

	Proportion of natural areas (%)	Proportion of agricultural land use (%)	Proportion of fens, bogs and mires (%)	Proportion of urban land use (%)
<i>PD</i>	-0.42	0.40	-0.12	0.09
<i>ED</i>	-0.05	0.04	0.08	-0.48
<i>SHAPE_MN</i>	0.57	-0.58	0.34	-0.70
<i>ENN_MN</i>	-0.33	0.28	-0.01	0.60
<i>CONTAG</i>	-0.38	0.57	-0.57	0.19
<i>PRD</i>	0.18	-0.16	-0.20	-0.14
<i>SHDI</i>	-0.09	-0.13	0.53	0.39

Table 8. Spearman Rank Order Correlation between landscape metrics computed on CORINE Land Cover Map and runoff data (significant correlation coefficients are in bold $p < 0.05$). See Table 2 for explanation of landscape metrics' abbreviations.

	BOD ₇ (mgO ₂ /l)	COD _{KMnO4} (mgO ₂ /l)	Total-N (mgN/l)	Total-P (mgP/l)
<i>PD</i>	-0.53	-0.49	-0.23	0.38
<i>ED</i>	-0.47	-0.10	-0.56	0.00
<i>SHAPE_MN</i>	0.23	0.66	-0.44	-0.38
<i>ENN_MN</i>	0.12	-0.23	0.62	0.12
<i>CONTAG</i>	-0.15	-0.59	0.13	0.28
<i>PRD</i>	0.02	0.05	-0.20	0.24
<i>SHDI</i>	0.13	0.26	0.23	0.00

The correlation between the landscape metrics calculated on the basis of the CORINE Land Cover Map, and water quality data (Table 8) was stronger than in the case of the Base Map (Table 5). The Patch Density significantly correlated with BOD₇ and COD_{KMnO4} values, which means that lower amounts of organic matter are washed out from the catchments with high PD values.

Presentation of selected land use data and landscape metrics in the same graph with certain water quality parameters allows us to visualize the multiple relationships (Fig. 8-14). For example, the Patch Density had a significant relationship with proportion of natural areas, whereas the BOD₇ value did not correlate with any land use parameters. Fig. 8 shows that, with increasing PD, the BOD₇ value decreases.

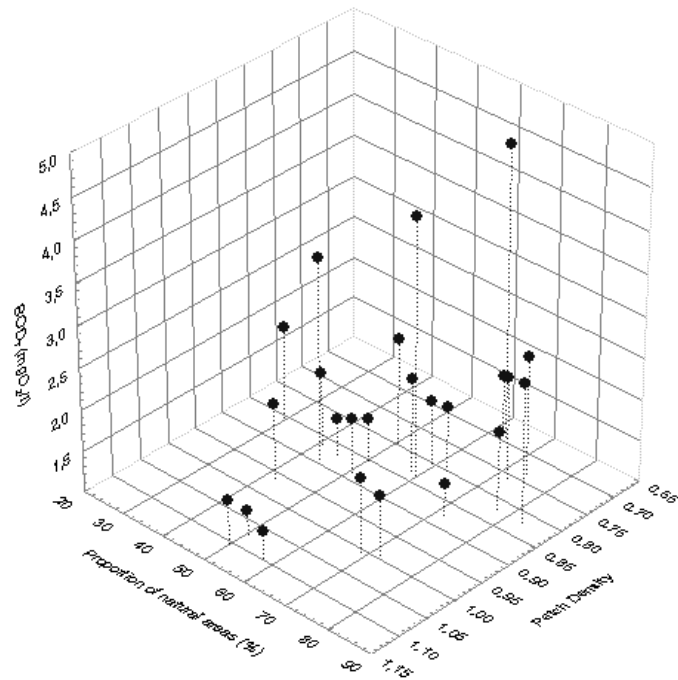


Figure 8. Relationship between Patch Density, BOD₇, and proportion of natural areas.

However, the COD_{KMnO4} value significantly correlated with the proportion of natural areas (Table 6), therefore, Fig. 9 indicates that the relationship between PD and COD_{KMnO4} is not causal.

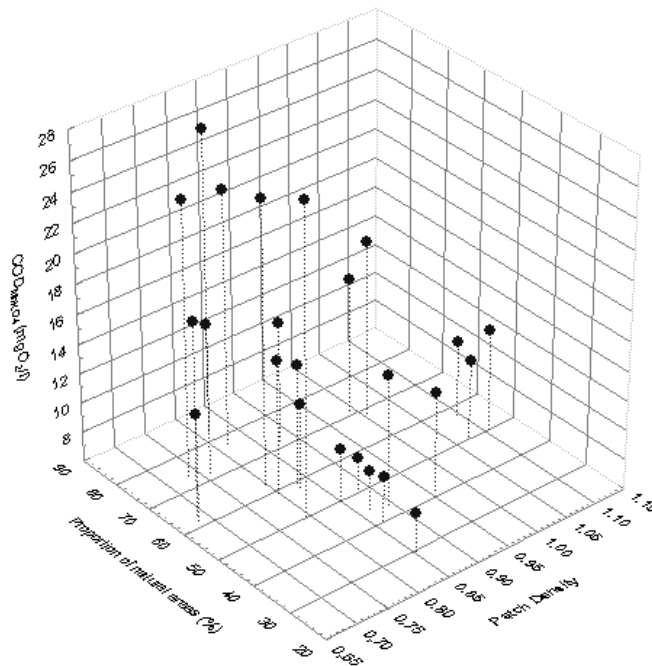


Figure 9. Relationship between Patch Density, COD_{KMnO4}, and proportion of natural areas.

The Edge Density significantly correlated with organic matter and Total-N runoff. In the case of Total-N, the results might be influenced by point pollution sources (Tables 4 and 7). Fig. 10 demonstrates that, despite the influence of point pollution sources on ED and Total-N, with increasing ED values, the Total-N concentration is clearly decreasing. It refers to the ability of landscapes with more complex configurations to retain more nutrients.

The Mean Shape Index significantly correlated with COD_{KMnO4} and Total-N runoff (Table 8), but depended considerably on land cover, and the interpretation of these results was therefore unusable.

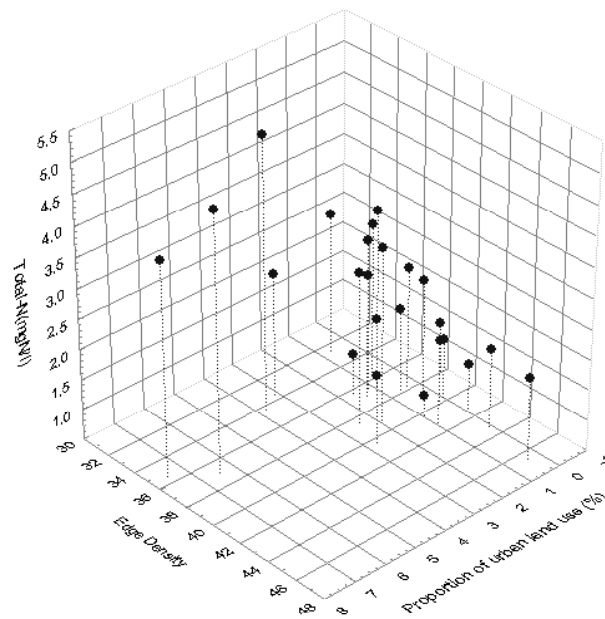


Figure 10. Relationship between Edge Density, total-N, and proportion of urban land use.

Mean Shape Index significantly correlated with the proportion of urban areas. This relationship may be caused by the correlation between Total-N and the Mean Shape Index (Fig. 11). At the same time, the Mean Shape Index correlated with Total-N and the proportion of natural areas (Table 7 and Fig.12).

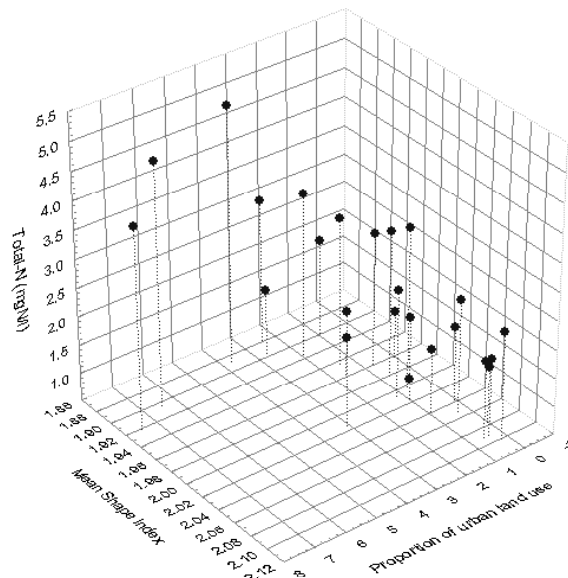


Figure 11. Relationship between Mean Shape Index, total-N, and proportion of urban land use.

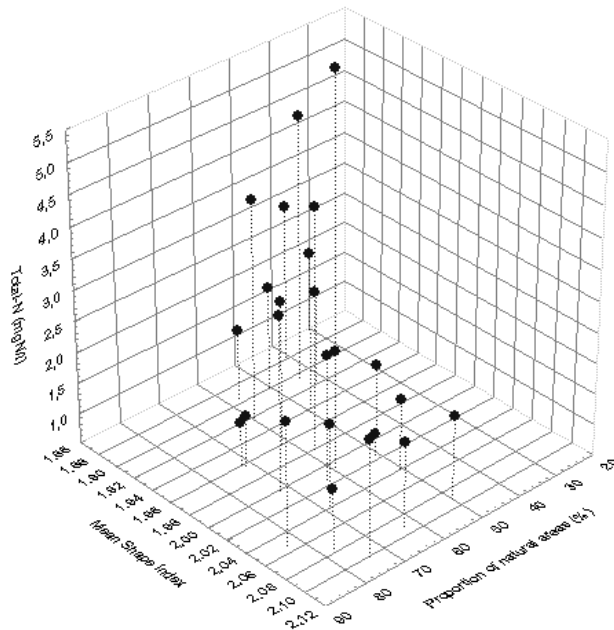


Figure 12. Relationship between Mean Shape Index, total-N and proportion of natural areas.

Correlation analysis of the Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance showed that the Total-N runoff is greater in the case of more isolated patches, but the index itself correlated significantly with the proportion of urban land use (Fig. 13).

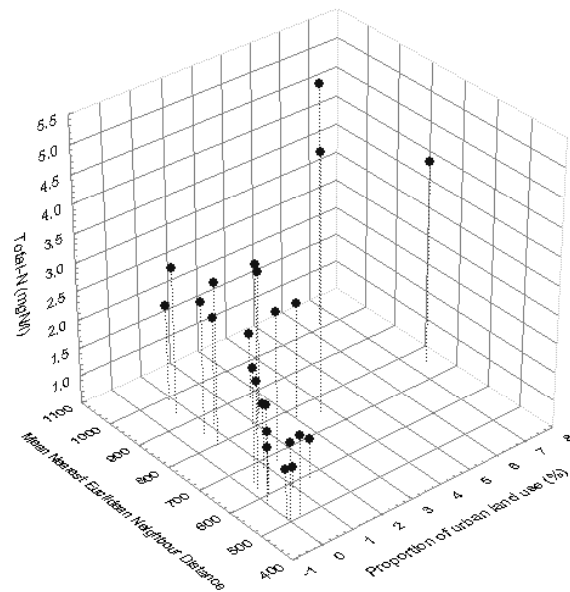


Figure 13. Relationship between Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance, total-N, and proportion of urban land use.

The negative relationship between Contagion and the COD_{KMnO4} value indicated unexpectedly greater organic matter runoff from more disaggregated landscapes. The COD_{KMnO4} runoff correlated significantly with agricultural land use, which points to low humic- and fulvic-acid-based organic matter runoff from agricultural areas (Fig. 14).

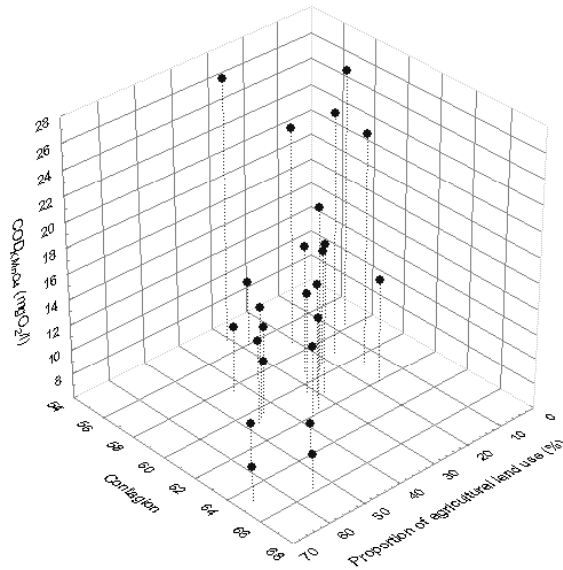


Figure 14. Relationships between contagion, COD_{KMnO_4} , and proportion of agricultural land use.

The Patch Richness Density (PRD) and Shannon's Diversity Index (SHDI) showed no expected correlations with the proportion of natural areas (Table 8), although SHDI correlated significantly with the proportion of fens (Table 7). The diversity metrics' (e.g., the SHDI) ability to predict nutrient and organic matter runoff from catchments was not good.

4. Conclusions

Changing grain size has a significant effect on landscape metrics. The responses of landscape metrics to changing grain size vary significantly among different landscape metrics and across different landscapes. This is mainly because of different factors that affect the behavior of landscape metrics. The rapid decrease in Edge Density values when changing grain size is caused by the simplification of edges. Also, it seems that landscapes of complex configuration show a greater decrease in their edge density values, reaching the same value as homogenous landscapes, i.e., at some point of spatial resolution the difference between landscapes disappears. The same effect appeared in the case of Patch Density. The reason for this behavior is the elimination of small complex parts of edges and small patches, which are often present in complex landscapes. Diversity metrics are sensitive to changing grain size when the number of classes starts to change.

Contagion and Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance are directly dependent on grain size; therefore they should be used and interpreted carefully in case of changing grain size.

A significant difference was found between the relationships derived from the Base Map analysis and the CORINE Land Cover Map analysis. In the case of the Base Map, landscape metrics strongly correlated with land use and showed no expected relationships with water quality data. It points to the importance of land use classification in such kinds of analyses.

According to the CORINE Land Cover Map analysis, many indexes significantly correlated with water quality data. The strong relationship between the Patch Density and the COD_{KMnO_4} value is most likely caused by the fact that both parameters were significantly correlated with the proportion of natural areas. However, the relationship between the values of Edge Density and the Total-N and BOD_7 seemed to be causal, which is indicative of the

ability of landscapes with more complex configurations to retain more nutrients and organic matter.

The Mean Shape Index significantly correlated with water quality data but depended too strongly on land use. Therefore, no conclusions can be drawn from any of the results regarding the influence of landscape configuration on nutrients and organic matter concentration in river water.

The Total-N concentrations are greater in more isolated patches (greater value of the Mean Nearest Euclidean Neighbor Distance). The Total-N depends on both land use and landscape metrics, however, our data did not allow us to determine the detailed influence of either factor on Total-N runoff.

A negative correlation between the Contagion and the COD_{KMnO4} value indicated greater organic material losses from less compacted and more mosaic catchments. A reason for this relationship is probably the dependence of the index on the proportion of fens, bogs and mires, and agricultural land use, which made the results hard to interpret. Diversity metrics seem not to be good indicators for predicting nutrient and organic matter runoff from catchments.

Spatial resolution may have had a significant effect on our results, since changes in grain size have various impacts on different landscapes. For example, with increasing grain size, the Edge Density of more fragmented landscapes decreases more rapidly than in catchments with homogenous landscape structure, while the water quality data may remain the same.

Nutrient and organic matter runoff is influenced by land use and landscape metrics. As the landscape metrics depend on pixel size, topographic scale, and land use classification, and as the effect of land use on water quality in catchments is higher than that of other factors, it was impossible to separate the influence of land use pattern from the influence of FRAGSTATS-based landscape metrics.

Acknowledgements

This study was supported by the EU 5 FP RTD project PRIMROSE (EVK1-2000-00728) “*Process Based Integrated Management of Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale*”, Estonian Science Foundation grant No. 5247, and the Target Funding Projects Nos. 0180549s98 and 0182534s03 of the Ministry of Education and Science, Estonia.

References

- Ahl, V., and Allen, T.F.H., 1996. Hierarchy theory, a vision, vocabulary and epistemology. Columbia University Press, New York.
- Allen, T.F.H., and Hoekstra, T.W., 1991. Role of heterogeneity in scaling ecological systems under analysis. In: Kolasa, J. and Pickett, T.A. (eds.), *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag New York Inc., pp.47–68.
- Arheimer, B. and Brandt, M., 2000. Watershed modelling of non-point nitrogen from arable land to the Swedish coast in 1985 and 1994. *Ecol. Eng.*, 14(4), 389-404.
- Baker, M.E., Wiley, M.J. and Seelbach, P.W., 2001. GIS-based hydrologic modelling of riparian areas, Implications for stream water quality. *J. Am. Wat. Res. Assoc.*, 37(6), 1615-1628.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. and Uebe, R., 2002. Nutrient Emissions into River Basins in Germany. UBA-Texte, 23/00, 266 pp.
- Buck, O., Niyogi, D.K. and Townsend, C.R., 2004. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environ. Pollut.*, 130(2), 287-299.
- Cain D.H., Riitters, K. and Orvis, K., 1997. A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecol.*, 12(4), 199–212.
- Cao, W., Hong, H., Yue, S., Ding, Y. and Zhang, Y., 2003. Nutrient loss from and agricultural catchment and landscape modelling in Southeast China. *Bull. Environ. Toxicol.*, 71(4), 761-767.

- Chen, L.D., Fu, B.J., Zhang, S.R., Qiu, J., Guo, X.D. and Yang, F.L., 2002. A comparative study on nitrogen-concentration dynamics in surface water in a heterogeneous landscape. *Environ. Geol.*, 42(4), 424-432.
- Costanza, R. and Maxwell, T., 1994. Resolution and predictability: An approach to the scaling problem. *Landscape Ecol.*, 9(1), 47-57.
- Davenport, I.J., Silgram, M., Robinson, J.S., Lamb, A., Settle, J.J. and Willig, A., 2003. The use of earth observation techniques to improve catchment-scale pollution prediction. *Phys. Chem. Earth*, 28(33-36), 1365-1376.
- De Cola, L., 1994. Simulating and mapping spatial complexity using multi-scale techniques. *Int. J. Geogr. Inf. Syst.*, 8(4), 411-427.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. and O'Neill, R.V., 1987. Neutral models for the analysis of broad scale landscape pattern. *Landscape Ecol.*, 1(1), 19-28.
- Gardner, R.H., and O'Neill, R.V., 1991. Pattern, Process, and Predictability: The Use of Neutral Models for Landscape Analysis. In: Turner, M.G. and Gardner, R.H. (eds.), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag New York Inc., pp. 289-307.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., Miller, J.R., Melack, J.M. and Stanley, E.H., 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquat. Sci.*, 64(2), 118-128.
- Griffith, J.A., Martinko, E.A., Whistler, J.L. and Price, K.P., 2002. Preliminary comparison of landscape pattern-normalized difference vegetation index (NDVI) relationships to central plains stream conditions. *J. Environ. Qual.*, 31(3), 846-859.
- Farina, A. 1998. *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall.
- Farina, A. 2000. *Landscapes ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Gergel, S.E., Turner, M.G., 2002. *Learning Landscape Ecology*. Springer-Verlag, 316 pp.
- Griffith, J.A., Martinko, E.A. and Price, K.P., 2000. Landscape structure analysis of Kansas at three scales. *Landscape Urban Plan.*, 52(1), 45-61.
- Haggard, B.E., Moore, P.A., Chaubey, I. and Stanley, E.H., 2003. Nitrogen and phosphorus concentrations and export from and Ozark Plateau catchment in the United States. *Biosystems Eng.*, 86(1), 75-85.
- Hay, G.J., Marceau, D.J., Dube, P. and Bouchard, A., 2001. A multiscale framework for landscape analysis: Object-specific analysis and upscaling. *Landscape Ecol.*, 16(6), 471-490.
- Jelinski, D.E. and Wu, J., 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. *Landscape Ecol.*, 11(3), 129-140.
- Jones, C.B., 1997. *Geographical Information Systems and Computer Cartography*. Longman.
- Jones, K.B., Neale, A.C., Nash, M.S., Van Remortel, R.D., Wickham, J.D., Riitters, K.H. and O'Neill, R.V., 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics, A multiple watershed study from the United states Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecol.*, 16(4), 301-312.
- Johnson, G.D., Myers, W.L. and Patil, G.P., 2001. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *J. Am. Wat. Res. Assoc.*, 37(4), 821-835.
- Kuusemets, V. and Mander, Ü., 2001. Ecotechnological measures to control nutrient losses from catchments. *Water Sci. Technol.*, 40(10), 195-202.
- Lausch, A., and Herzog, F., 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2 3-15.
- Li, H., and Reynolds, J.F., 1993. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecol.*, 8(3), 155-162.
- Li, H. and Reynolds, J.F., 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*, 75, 2446-2455.
- Mander, Ü., Kull, A. and Kuusemets, V., 2000. Nutrient flows and land use change in a rural catchment: A modelling approach. *Landscape Ecol.*, 15(3), 187-199.
- McClain, M.E., Boyer, E.W., Dent, C.L., Gergel, S.E., Grimm, N.B., Groffman, P.M., Hart, S.C., Harvey, J.W., Johnston, C.A., Mayorga, E., McDowell, W.H. and Pinay, G., 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6(4), 301-312.
- McDowell, R., Sharpley, A. and Folmar, G., 2001. Phosphorus export from an agricultural watershed, Linking source and transport mechanisms. *J. Environ. Qual.*, 30(5), 1587-1595.
- McGarigal, K. and Marks, B. J., 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. and Ene, E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- Milne, B.T., 1991a. Lessons from Applying Fractal model to Landscape Patterns. In: Turner, M.G. and Gardner, R.H. (eds.), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag New York Inc., pp. 199-235.

- Milne, B.T., 1991b. Heterogeneity as a Multiscale Characteristic of Landscapes. In: Kolasa, J. and Pickett, T.A. (eds.), *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag New York Inc., pp. 69–84.
- Moody, A. and Woodcock C.E., 1995. The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. *Landscape Ecol.*, 10(5), 363–379.
- Nair, V.D. and Graetz, D.A., 2004. Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils, The Florida experience. *Agroforest. Syst.*, 61(1), 269-279.
- Nikora, V.I., Pearson, C.P. and Shankar, U., 1999. Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecol.*, 14(1), 17–33.
- O’Neill, R.V., Riitters, K.H., Wickham, J.D. and Jones, K.B., 1999. Landscape Pattern Metrics and Regional Assessment. *Ecosyst. Health*, 4(4), 225-233.
- Openshaw, S. and Taylor P.J., 1981. The modifiable areal unit problem. In: Wrigley, N. and Bennett R.J. (eds.), *Quantitative Geography: A British View*. Routledge and Kegan, London, pp. 60–70.
- Qualls, R. and Richardson, C.J., 2003. Factors controlling concentration, export, and decomposition of dissolved organic nutrients in the Everglades of Florida. *Biogeochemistry*, 62(2), 197-229.
- Ricotta, C., Corona, P. and Marchetti, M., 2003. Beware of contagion! *Landscape Urban Plan.*, 62(3), 173-177.
- Riitters, K.H., O’Neill, R.V., Wickham, J.D. and Jones, K.B., 1996. A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecol.*, 11(3), 197-202.
- Riitters, K.H., O’Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, K.B.J., Jones, K.B. and Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecol.*, 10(1), 23-39.
- Stålnacke, P., Vagstad, N., Tamminen, T., Wassmann, P., Jansons, V. and Loigu, E., 1999. Nutrient runoff and transfer from land and rivers to the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 410, 103-110.
- Steege, A., Govers, G., Takken, I., Nachtergaele, J., Poesen, J. and Merckx, R., 2001. Factors controlling sediment and phosphorus export from two Belgian agricultural catchments. *J. Environ. Qual.*, 30(4), 1249-1258.
- Steinhardt, U. and Volk, M., 2003. Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations, problems and hierarchical approaches for their solution. *Ecol. Model.*, 168(3), 251-265.
- Suttles, J.B., Vellidis, G., Bosch, D.D., Lowrance, R., Sheridan, J.A. and Usery, E.L., 2003. Watershed-scale simulation of sediment and nutrient loads in Georgia coastal plain streams using the annualized AGNPS model. *Trans. ASAE*, 46(5), 1325-1335.
- Thierfelder, T., 1998. The morphology of landscape elements as predictors of water quality in glacial/boreal lakes. *J. Hydrol.*, 207(3-4), 189-203.
- Trepel, M. and Palmeri, L., 2002. Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecol. Eng.*, 19(2), 127-140.
- Turner, M.G., and Gardner, R.H. (eds.), 1990. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. and O’Neill, R.V., 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, pp. 338.
- Turner, M.G., O’Neill, R.V., Gardner, R.H. and Milne, B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecol.*, 3(3), 153-162.
- Turner, R.E., Rabalais, N.N., Justic, D. and Dortch, Q., 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 64(3), 297-317.
- Wickham, J.D. and Riitters, K.H., 1995. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. *Int. J. Remote Sens.*, 17(18), 3585–3594.
- Wickham, J.D., Wade, T.G., Riitters, K.H., O’Neill, R.V., Smith, J.H., Smith, E.R., Jones, K.B. and Neale, A.C., 2003. Upstream-to-downstream changes in nutrient export risk. *Landscape Ecol.*, 18(2), 195-208.
- Wu, J., Jelinski, D.E., Luck, M. and Tueller, P.T., 2000. Multiscale Analysis of Landscape Heterogeneity: Scale Variance and Pattern Metrics. *Int. J. Geogr. Inf. Sciences*, 6(1), 6-19.
- Wu, J., Qi, Y., 2000. Dealing with scale in landscape analysis: An overview. *Int. J. Geogr. Inf. Sciences*, 6(1), 1-5.
- Wu, J., Shen, W., Sun, W. and Tueller, P. T., 2002. Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. *Landscape Ecol.* 17(8), 761-782.
- Young, R.A., Onstad, C.A., Bosch, D.D. and Anderson W.P., 1987. AGNPS, Agricultural Non-Point Source Pollution Model – A Watershed Analysis Tool. USDA, Conservation Research Report 35, 80 pp.