



universität  
wien

# Diplomarbeit

TITEL DER DIPLOMARBEIT

**„Analyse von linearen Abflusswegen und  
ihr Einfluss auf die Effektivität  
von Gewässerrandstreifen“**

Verfasserin

Rosemarie HÖSL

Angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften

Wien, im September 2009

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 453

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Theoretische und Angewandte Geographie

Betreuer:

Univ.-Prof. Dipl.-Geogr. Dr. Thomas Glade

### **Eidesstattliche Erklärung**

Ich erkläre hiermit an Eides Statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit wurde bisher in gleicher oder ähnlicher Form keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Wien, am 17. 9. 2009

*Unterschrift*

## **Vorwort**

Diese Diplomarbeit stellt den Abschluss meines Studiums an der Universität Wien am Institut für Geographie und Regionalforschung dar.

Dass ich dieses Studium überhaupt absolvieren und nun auch die vorliegende Diplomarbeit verfassen konnte, habe ich in erster Linie meinen Eltern Leopold und Hermine zu verdanken.

Ihnen gilt an dieser Stelle mein ganz besonderer Dank für ihre Unterstützung, die nicht nur finanzieller Natur war. Sie waren für mich während meiner gesamten Studienzeit, auch als moralische Stütze, immer für mich da.

Weiters möchte ich mich ganz herzlich bei Prof. Dr. Thomas Glade für die Betreuung meiner Diplomarbeit bedanken, er hat für meine Fragen und Anliegen stets Zeit gefunden.

Auch bei Herrn Dr. Peter Strauss möchte ich mich an dieser Stelle für die Betreuung meiner Arbeit herzlich bedanken.

Mein Dank gilt auch Herrn Dr. Rainer Bell, der sich vor allem für meine „GIS-Probleme“ immer Zeit genommen hat.

Bedanken möchte ich mich auch bei allen meinen Freunden und Studienkollegen, die mir diese fünf Jahre Studienzeit, auch abseits der Universität, unvergesslich gemacht haben.

Abschließend möchte ich mich auch bei meinem Lebenspartner Hannes Hoffert bedanken, der mir immer zur Seite stand.

# Inhalt

<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>7</b>
<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>10</b>
<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>12</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>14</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>16</b>
1.1 Hintergrund.....	16
1.2 Hypothesen und Zielsetzung .....	18
1.3 Politischer Rahmen.....	21
<b>2 Theorie .....</b>	<b>25</b>
2.1 Automatisierte Erstellung von Fließrichtungen an der Geländeoberfläche .....	25
2.1.1 Stand der Forschung .....	25
2.1.2 Aufbau von Höhenmodellen .....	26
2.1.3 Algorithmen zur automatisierten Erstellung von Fließrichtungsmodellen.....	28
2.2 Gewässerrandstreifen .....	31
2.2.1 Definition.....	31
2.2.2 Stand der Forschung .....	32
<b>3 Daten .....</b>	<b>37</b>
3.1 Verwendete Datenbasis .....	37
3.1.1 DGM und DHM.....	37
3.1.2 Digitale Katastralmappe – DKM.....	39
3.1.3 Bodenabtragskarte .....	39
<b>4 Methodik.....</b>	<b>42</b>
4.1 Aufbereitung der Daten .....	43
4.1.1 DGM 1 m .....	43
4.1.2 DGM 10 m .....	43
4.1.3 DHM 10 m .....	44
4.2 Auswahl der Testgebiete.....	44

4.2.1	Nutzung .....	45
4.2.2	Relief .....	46
4.2.3	Geologie.....	46
4.2.4	Boden .....	46
4.3	Feldarbeit.....	47
4.4	GIS Berechnungen .....	49
4.4.1	Digitalisieren linearer Strukturen.....	50
4.4.2	Implementieren in DGM und DHM.....	51
4.4.3	Analysen mittels TauDEM .....	53
4.4.4	Berechnung der Teileinzugsgebiete .....	53
4.4.5	Erstellung der Flächenbilanz .....	54
4.5	Berechnung des Bodenabtrags .....	54
<b>5</b>	<b>Untersuchungsgebiet .....</b>	<b>56</b>
<b>6</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>60</b>
6.1	Testgebietsausweisung .....	60
6.2	Analysen mittels TauDEM .....	66
6.2.1	Russbach – Lachsfeld.....	66
6.2.2	Russbach – Kleinebersdorf .....	67
6.2.3	Weidenbach – Klein-Harras .....	76
6.2.4	Sulzbach - Götzendorf.....	79
6.2.5	Sulzbach – Ebenthal .....	80
6.3	Verschneidung mit Bodenabtragswerten.....	84
6.3.1	Bodenabtrag Russbach-Lachsfeld .....	84
6.3.2	Bodenabtrag Russbach-Kleinebersdorf .....	85
6.3.3	Bodenabtrag Weidenbach–Klein-Harras.....	86
6.3.4	Bodenabtrag Sulzbach-Götzendorf .....	87
6.3.5	Bodenabtrag Sulzbach-Ebenthal.....	88
<b>7</b>	<b>Diskussion.....</b>	<b>90</b>
7.1	D8 und D-Infinity Algorithmus .....	90
7.2	Normale und erweiterte Berechnungsvariante .....	91
7.3	Auflösung der Höhenmodelle.....	95
7.4	Fazit .....	98

<b>8</b>	<b>Perspektiven</b> .....	<b>100</b>
<b>9</b>	<b>Quellenverzeichnis</b> .....	<b>103</b>
9.1	Literatur .....	103
9.2	Internetquellen.....	108
9.3	Daten.....	109
<b>10</b>	<b>Anhang</b> .....	<b>110</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Auszug aus der Prämienübersicht von ÖPUL 2007 (Lebensministerium 2007).....	23
Abbildung 2: Struktur der Netzwerke von Höhenmodellen (Wilson 2000) .....	26
Abbildung 3: Grafische Darstellung des Delaunay-Prinzips (Universität Rostock, 2009).....	27
Abbildung 4: Schematische Darstellung Fließdiagrammes des D8- Algorithmus (Eigene Skizze, nach Tarboton 2008) .....	29
Abbildung 5: Schematische Darstellung des D-Infinity Algorithmus (Tarboton, 1997).....	30
Abbildung 6: Ausschnitt Bodenabtragskarte (Strauss, 2007) .....	41
Abbildung 7: Flussdiagramm der methodischen Vorgangsweise .....	42
Abbildung 8: Beispiel lineare Struktur: Entwässerungsgraben entlang eines Vorfluters am Russbach.....	48
Abbildung 9: Detailansicht des Durchlasses im Entwässerungs- graben.....	48
Abbildung 10: Übersicht der Fördergebiete in Österreich (BAW, 2008) .....	58
Abbildung 11: Fördergebiet Weinviertel - Lage der potentiellen Gewässerrandstreifen.....	59
Abbildung 12: Nutzung im gesamten Fördergebiet Weinviertel, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009 .....	61

Abbildung 13: Übersichtskarte der Testgebiete.....	62
Abbildung 14: Fließwege aus DGM 1 m abgeleitet.....	68
Abbildung 15: Fließwege aus DGM 10 m abgeleitet.....	71
Abbildung 16: Fließwege aus DHM 10 m abgeleitet.....	73
Abbildung 17: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante, Russbach-Kleinebersdorf.....	74
Abbildung 18: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante, Russbach-Kleinebersdorf.....	75
Abbildung 19: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante, Weidenbach-Klein-Harras .....	78
Abbildung 20: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante, Weidenbach-Klein-Harras .....	79
Abbildung 21: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante, Sulzbach-Ebenthal.....	83
Abbildung 22: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante, Sulzbach-Ebenthal.....	83
Abbildung 23: Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf - Sedimenteintrag durch zu nahes Pflügen am Bachufer.....	110
Abbildung 24: Testgebiet Sulzbach-Ebenthal - starker Algenwuchs.	110
Abbildung 25: Testgebiet Weidenbach-Klein-Harras - Teileinzugsgebiet entwässert ungeschützt durch Kanal-Auslass in Vorfluter .....	111
Abbildung 26: Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf - Straßengraben als lineare Struktur im Gelände.....	111



Abbildung 27: Auszug aus der Geologischen Karte Niederösterreichs (Geologische Bundesanstalt, 2002) .....	112
Abbildung 28 Auszug Legende zur geologischen Karte Niederösterreich (Geologische Bundesanstalt, 2002) .....	113
Abbildung 29: Nutzung im Testgebiet Russbach-Lachsfeld, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009 .....	114
Abbildung 30: Nutzung im Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009 .....	114
Abbildung 31: Nutzung im Testgebiet Weidenbach-Klein-Harras, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009 .....	114
Abbildung 32: Nutzung im Testgebiet Sulzbach-Götzendorf, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009 .....	115
Abbildung 33: Nutzung im Testgebiet Sulzbach-Ebenthal, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009 .....	115

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kennwerte des Fördergebietes im südlichen Weinviertel...	60
Tabelle 2: Kennwerte des Testgebietes Russbach-Lachsfeld .....	63
Tabelle 3: Kennwerte des Testgebietes Russbach-Kleinebersdorf.....	63
Tabelle 4: Kennwerte des Testgebietes Weidenbach-Klein-Harras .....	64
Tabelle 5: Kennwerte des Testgebietes Sulzbach-Götzendorf.....	64
Tabelle 6: Kennwerte des Testgebietes Sulzbach-Ebenthal.....	65
Tabelle 7: Flächenverhältnis Russbach-Lachsfeld, Datengrundlage DGM 1 m.....	66
Tabelle 8: Flächenverhältnis Russbach-Kleinebersdorf – Datengrundlage DGM 1 m.....	67
Tabelle 9: Flächenverhältnis Russbach-Kleinebersdorf – Datengrundlage DGM 10 m.....	70
Tabelle 10: Flächenverhältnis Russbach-Kleinebersdorf – Datengrundlage DHM 10 m.....	72
Tabelle 11: Flächenverhältnis Weidenbach – Klein-Harras – Datengrundlage DGM 1 m.....	76
Tabelle 12: Flächenverhältnis Weidenbach - Klein-Harras - Datengrundlage DGM 10 m.....	77
Tabelle 13: Flächenverhältnis Weidenbach - Klein-Harras - Datengrundlage DHM 10 m.....	78

Tabelle 14: Flächenverhältnis Sulzbach-Götzendorf – Datengrundlage DGM 1 m .....	80
Tabelle 15: Flächenverhältnis Sulzbach-Ebenthal - Datengrundlage DGM 1 m .....	80
Tabelle 16: Flächenverhältnis Sulzbach-Ebenthal - Datengrundlage DGM 10 m .....	81
Tabelle 17: Flächenverhältnis Sulzbach-Ebenthal - Datengrundlage DHM 10 m .....	82
Tabelle 18: Bodenabtragswerte für Russbach-Lachsfeld .....	84
Tabelle 19: Bodenabtragswerte für Russbach-Kleinebersdorf.....	85
Tabelle 20: Bodenabtragswerte für Weidenbach–Klein-Harras.....	86
Tabelle 21: Bodenabtragswerte für Sulzbach-Götzendorf .....	87
Tabelle 22: Bodenabtragswerte für Sulzbach-Ebenthal.....	88

## Zusammenfassung

Österreich fördert im Agrar-Umweltprogramm ÖPUL 2007 erstmal die Anlage von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Fließ- und Oberflächengewässer durch Sediment- und Nährstoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Die vorliegende Diplomarbeit befasst sich mit der Analyse von linearen Abflusswegen in der Landschaft und ihre Auswirkungen auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen. Oberflächenabfluss und darin enthaltene Sediment- und Schadstoffe, können durch anthropogen bedingte, lineare Strukturen wie Straßengraben, konzentriert werden und so an Filterstreifen vorbei, direkt in Fließgewässer münden.

Im gesamten Bundesgebiet wurden drei Fördergebiete ausgewiesen. Die Analyseergebnisse dieser Arbeit beziehen sich ausschließlich auf das Fördergebiet im südlichen Weinviertel, in Niederösterreich. Dort wurden fünf, für das gesamte Gebiet repräsentative, Testgebiete ausgewählt.

Anhand von Kartierungen im Gelände, wurden lineare Abflusswege erhoben und anschließend mittels GIS (Geographisches Informationssystem) in Höhenmodelle integriert. Die Analysen wurden mittels drei Höhenmodellen mit unterschiedlicher Auflösung durchgeführt. Auf diese Weise wurde der Einfluss der Rasterweite auf die Ergebnisse geprüft. Auf Basis dieser Höhenmodelle wurden alle weiteren Berechnungen durchgeführt.

Für die Modellierung des Oberflächenabflusses wurden zwei unterschiedliche Algorithmen (D8 und D-Infinity) verwendet. Dies wurde durchgeführt, um den Einfluss der verwendeten Algorithmen auf die Ergebnisse gering zu halten.

Ziel dieser Berechnungen war es, die Testgebiete in Teileinzugsgebiete zu untergliedern. Es wurden einerseits Gebiete ausgewiesen, die durch potentielle Gewässerrandstreifen geschützt in den Vorfluter entwäs-

sern. Zum anderen wurden Gebiete ausgewiesen, die in lineare Strukturen wie Straßengraben oder Kanäle entwässern und deren Oberflächenabfluss ungeschützt durch Filterstreifen, in den Vorfluter münden. Aus diesen Teileinzugsgebietsflächen wurde ein Flächenverhältnis erstellt.

Die Bodenerosionswerte für die Testgebiete standen ebenfalls zur Verfügung. Diese wurden anschließend mit den ermittelten Teileinzugsgebieten verschnitten, um festzustellen, wie vulnerabel die Testgebiete in Bezug auf Bodenabtrag durch Wasser sind. Es ergaben sich Bodenabtragswerte von minimal 1,8 t/ha/y und maximal 4,0 t/ha/y.

Im Bezug auf die erstellten Flächenverhältnisse war das Ergebnis im besten Fall, dass das gesamte Testgebiet geschützt durch potentielle Gewässerrandstreifen in den Vorfluter entwässert. Im schlechtesten Fall war das Testgebiet lediglich zu rund 60 % geschützt, die restlichen 40 % des Einzugsgebietes entwässerten ungeschützt in den Vorfluter. Bezüglich des Einflusses der Rasterweite der Höhenmodelle, kann zwar gesagt werden, dass das Höhenmodell, das auf Basis des hochauflösenden Laserscans (1 m Rasterweite) erstellt wurde, die besten Ergebnisse lieferte, eine eindeutige Aussage konnte allerdings nicht getroffen werden.

Wesentliches Ergebnis dieser Arbeit ist, dass anthropogen bedingte, lineare Abflusswege in der Landschaft Einfluss auf die Effektivität von Filterstreifen haben.

Durch sie wird Oberflächenabfluss vielfach an Gewässerrandstreifen vorbei geleitet und vermindert so ihre Effektivität.

Bei der Anlage von Gewässerrandstreifen sind gute Kenntnisse über die Abflusssituation im Gelände entscheidend.

Um Gewässer vor Sediment- und Nährstoffeinträgen besser schützen zu können, sind weitere Maßnahmen sinnvoll, die bereits im Vorfeld eines Gewässerrandstreifens wirken, wie beispielsweise konservierende Bodenbearbeitungsmaßnahmen.

## **Abstract**

The main objective of this thesis is an analysis of convergent surface runoff in landscape and its impact on the efficiency of vegetated filter strips.

In highly agriculturally used regions, surface runoff often contains sediments, pollutants and nutrients which badly influence the stream water quality. Flow convergence often takes place in ditches or channels. Hence, surface runoff is not buffered through vegetated filter strips before entering surface water.

On the basis of field mapping, ditches, channels and comparable linear structures were mapped in five test areas. These linear structures were integrated into digital elevation models (DEM). To analyse the impact of grid resolution, three different DEM's were used. To model surface runoff two different algorithms were used.

In this way the catchment area from which surface runoff was routed through vegetated filter strips was compared to the catchment area which drained directly into ditches or channels and therefore bypasses the filter strips. By using these algorithms, which were implemented in a GIS (Geographic Information System), surface ratios of protected against unprotected areas were computed.

The catchment areas obtained were related to soil erosion data to prove the vulnerability of these areas.

The main conclusion of this thesis is that linear flow paths may concentrate water flow before surface runoff enters the aquatic ecosystem. Because of these flow paths, convergent runoff takes place and bypasses vegetated filter strips, thus reducing their effectiveness.



# 1 Einleitung

Die verwendeten Datensätze, die für die Erstellung der vorliegenden Diplomarbeit verwendet wurden, wurden vom Amt der Niederösterreichischen Landesregierung temporär zur Verfügung gestellt.

## 1.1 Hintergrund

Wesentliches Ziel der europäischen Agrarpolitik ist die gemeinsame Agrarmarktorganisation, sowie die Entwicklung des ländlichen Raumes (Lebensministerium, 2009). Die Verordnung über die Entwicklung des ländlichen Raumes bildet auch die Rechtsgrundlage für die landwirtschaftliche Förderperiode 2007–2013.

Österreich setzt die Verordnung des EU-Rates einer Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes unter anderem mit dem Agrar-Umweltprogramm ÖPUL – Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft um (Lebensministerium, 2009).

Rechtsgrundlage für die Durchführung des Agrar-Umweltprogramms ÖPUL bildet im Wesentlichen die Verordnung des EU-Rates vom 20. September 2005:

*„Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER), ABl. L 277 (im Folgenden VO 1698/2005)“*  
(Lebensministerium, 2007:5)

Im Umweltprogramm ÖPUL 2007 wird erstmals die Anlage von Gewässerrandstreifen unter dem Maßnahmenpaket „Erhaltung und



Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller und gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ gefördert.

Im Rahmen einer zu diesem Förderprogramm durchgeführten Studie wurde eine Evaluierung der Effektivität von Gewässerrandstreifen in ausgesuchten Testgebieten durchgeführt. Dazu liegt ein Bericht vom Dezember 2008 vor, der in Zusammenarbeit des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (BAW) Petzenkirchen, dem Institut für Bodenforschung (IBF) und wpa Beratende Ingenieure entstand (BAW, 2008).

Wesentliche Ergebnisse dieses Berichtes sind im folgenden Ausgangsbasis für die vorliegende Arbeit.

Ziel dieser Studie waren das Wirkungspotential der Maßnahme in ausgesuchten Einzugsgebieten zu untersuchen, geeignete Indikatoren zu entwickeln, mit denen sich die Wirkung am Einzelschlag durch Messungen nachweisen lässt, sowie die Informationsvermittlung über die Maßnahme für potentielle Teilnehmer zu gestalten.

Wesentliches Ergebnis in Hinblick auf das Wirkungspotential der Maßnahme war, dass

„...die Anlage von Vegetationsfilterstreifen mit einer Breite von 50 m ein hocheffektives Mittel zur Reduktion von Sediment- und den damit verbundenen Schadstoffeinträgen in Gewässer darstellt.“ (BAW, 2008:9)

Der Eintrag von Sediment in Fließgewässer kann durch Winderosion, Wassererosion, sowie durch zu nahes Pflügen an das Gewässerufer erfolgen. Der Einfluss von Winderosion wird, im Bezug auf Gewässerrandstreifen, nicht weiter berücksichtigt. Der Sedimenteintrag durch zu nahes Pflügen wurde in den Testgebieten lediglich im Einzelfall beobachtet (siehe Anhang, Abbildung 23) und wird so als vernachlässigende Komponente angesehen. Zudem wird dieser Faktor durch die

Anlage von Filterstreifen ohnedies ausgeschaltet.

Im Folgenden wird nur Bezug auf den Eintrag durch Wassererosion genommen, da diese durch den Einsatz von Gewässerrandstreifen vermindert werden kann.

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich nun mit der räumlichen Analyse von linearen Abflusswegen in der Landschaft und ihre Wirkung auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen an fünf ausgewählten Einzugsgebieten in Niederösterreich.

Unter linearen Abflusswegen werden anthropogen bedingte Strukturen in der Landschaft verstanden, die Oberflächenabfluss konzentrieren. Dies kann in Entwässerungsgräben, Straßengräben, Kanälen und dergleichen vor sich gehen.

Konzentriert sich oberflächlicher Abfluss in diesen eben genannten linearen Strukturen, wird Niederschlag und darin mittransportierte Nähr- und Schadstoffe, direkt in Oberflächengewässer eingetragen. Somit wird dieser Oberflächenabfluss an Gewässerrandstreifen vorbei geleitet und gelangt ungepuffert ins Gewässernetz.

## **1.2 Hypothesen und Zielsetzung**

Um eine Aussage über die Fließwege von oberflächlichem Abfluss machen zu können, werden vielfach Digitale Höhenmodelle (DHM) und Digitale Geländemodelle (DGM) verwendet. Anhand verschiedener Algorithmen können Fließrichtungen und sich daraus ergebende Einzugsgebiete automatisiert ermittelt werden.

Die automatische Fließwegegenerierung berücksichtigt keine anthropogen bedingten, linearen Strukturen in der Landschaft, wie beispielsweise Straßengräben, Entwässerungsgräben oder Kanäle. In Straßengräben beispielsweise, wird Wasser konzentriert abgeleitet und gelangt so nicht durch Gewässerrandstreifen. Das heißt, oberflächlicher Abfluss wird ungepuffert in betroffene Fließgewässer geleitet und

beeinträchtigt deren Wasserqualität (Bsp.: siehe Anhang, Abbildung 24).

Im Zuge dieser Arbeit werden Feldkartierungen durchgeführt, um diese linearen Strukturen in der Landschaft zu erheben. Daraus ergibt sich die erste Hypothese, mit der sich diese Arbeit beschäftigt.

- Es besteht ein Unterschied zwischen automatisch generierten Fließwegen und im Feld erhobenen Abflusswegen, im Bezug auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen.

Um diese Hypothese zu prüfen, werden diese linearen Strukturen im Feld erhoben und mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) in ein DGM implementiert.

An Punkten, an denen konzentrierter Oberflächenabfluss auf Fließgewässer trifft, werden die darüberliegenden Einzugsgebietsgrößen ermittelt. So wird festgestellt, wie groß die Fläche eines Einzugsgebietes ist, das ungepuffert durch potentielle Filterstreifen, in das betroffene Fließgewässer entwässert. Insbesondere wird ein Flächenvergleich angestellt. Teileinzugsgebietsflächen die von einem potentiellen Gewässerrandstreifen geschützt beziehungsweise ungeschützt sind, werden gegenübergestellt.

Anhand dieser Analysen wird festgestellt, ob anthropogen verursachte, lineare Abflusswege, wie Straßengräben und dergleichen, einen Einfluss auf die Effektivität von Gewässerstreifen haben.

Eine zweite Fragestellung ergibt sich durch die Frage der Auflösung der Rasterweite der verwendeten Höhenmodelle. Für die folgende Arbeit steht ein Digitales Geländemodell mit einer Auflösung von 1 m Rasterweite zur Verfügung, sowie ein Digitales Höhenmodell mit einer Rasterweite von 10 m (siehe Kapitel 3).

Dadurch ergibt sich folgende Hypothese:

- Es besteht ein Zusammenhang zwischen der Rasterweite der Höhenmodelle und der Lage der Fließwege.

Damit soll geprüft werden, ob sich die eben genannten Flächenbilanzen zwischen geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebieten mit einer höheren Auflösung der Höhenmodelle verändert.

Die modellhafte Berechnung der oberflächlichen Abflusswege wird dabei auf Basis von drei verschiedenen Datensätzen durchgeführt:

- Digitales Höhenmodell (DHM) mit einer Rasterweite von 10 m
- Digitales Geländemodell (DGM) mit einer Rasterweite von 1 m
- Aus DGM mit 1 m Rasterweite generalisiertes DGM mit einer Rasterweite von 10 m

Die Frage nach der Verwendung der Daten ist nicht nur von der Verfügbarkeit und den damit verbundenen Kosten abhängig, sondern auch von den vorhandenen Rechenkapazitäten.

Die Verwendung von hoch aufgelösten Datensätzen verlangt große Rechenkapazitäten und ihre Bearbeitung birgt auch einen entsprechenden Zeitaufwand in sich.

Aus den Ergebnissen der Analysen der drei verschiedenen Höhenmodelle wird abgeleitet, ob es zu vergleichbaren und in ihrer Genauigkeit annehmbaren Ergebnissen kommt, trotz unterschiedlicher Auflösung.

Die Anlage von Gewässerrandstreifen soll Fließgewässer vor Sedi-  
ment- und Schadstoffeinträgen, die in einem Einzugsgebiet produziert werden, schützen.

Dabei stellt sich auch die Frage, wie erosionsgefährdet die Gebiete sind, in denen Gewässerrandstreifen angebracht werden sollen und wie groß der Bodenabtrag in diesem Gebiet ist.

Um diese Frage zu beantworten, werden die Einzugsgebietsflächen die durch die erste Hypothese ermittelt wurden, mit dem Bodenabtrag in

Bezug gesetzt.

Zu diesem Zweck werden die Ergebnisse aus Hypothese 1 und 2 mit den Bodenabtragswerten verschnitten.

Die Gegenüberstellung der durch Gewässerrandstreifen geschützten mit ungeschützten Teileinzugsgebietsflächen, dient dabei als Ausgangspunkt.

### **1.3 Politischer Rahmen**

#### **Förderprogramm ÖPUL**

Das Förderprogramm ÖPUL wird gemäß der in Kapitel 1.1 genannten Verordnung, im Rahmen des österreichischen Entwicklungsprogramms für den ländlichen Raum, für den Programmzeitraum 2007 bis 2013 im gesamten Bundesgebiet angeboten.

In dieser so genannten Sonderrichtlinie (SRL) sind alle geltenden Bedingungen für die Teilnahme am ÖPUL 2007 und der jeweiligen Maßnahmen enthalten.

In einem ersten allgemeinen Teil werden unter anderem Geltungsbereich, Rechtsgrundlagen, Ziele, Förderungsvoraussetzung, Art und Ausmaß der Förderung, Kontrolle und Prüfungen ausführlich erläutert. In einem zweiten Teil, dem Maßnahmenteil, wird speziell auf die einzelnen förderungswürdigen Maßnahmen hingewiesen.

Von diesen insgesamt 29 Maßnahmen wird im Folgenden nur auf die für diese Arbeit relevante Maßnahme zur Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen eingegangen.

Allgemeine Ziele des Agrar-Umweltprogramms ÖPUL:  
(aus Lebensministerium, 2007)

- Beitrag zur Förderung der nachhaltigen Entwicklung des ländlichen Raums;
- Beitrag zur Befriedigung der steigenden gesellschaftlichen Nachfrage nach Umweltdienstleistungen;
- Ermutigung der Landwirte, im Dienste der gesamten Gesellschaft Produktionsverfahren einzuführen oder beizubehalten, die mit dem Schutz und der Verbesserung der Umwelt, des Landschaftsbildes und des ländlichen Lebensraumes, der natürlichen Ressourcen, der Böden und der genetischen Vielfalt vereinbar sind.

Im Weiteren sind in der SRL noch folgende besondere Ziele ausgewiesen:

- Förderung einer umweltfreundlichen Landwirtschaft (und Weidewirtschaft geringer Intensität);
- Erhaltung traditioneller und besonders wertvoller landwirtschaftlich genutzter Kulturlandschaften;
- Erhaltung der Landschaft (und historischer Merkmale auf landwirtschaftlichen Flächen);
- Förderung der Einbeziehung der Umweltplanung in die landwirtschaftliche Praxis;
- Beitrag zur Verwirklichung der nationalen und gemeinschaftlichen Agrar- und Umweltpolitik durch Förderung von Vertragsnaturschutz, Gewässerschutz-, Bodenschutz- und Grundwasserschutzmaßnahmen sowie die Förderung der Biologischen Wirtschaftsweise;
- Sicherung einer angemessenen Abgeltung für die angebotenen Umweltdienstleistungen einschließlich Natura 2000.

Die Teilnehmer verpflichten sich mit Abschluss eines Vertrages (Anbot zum Vertragsabschluss) für die gesamte Laufzeit der Förderperiode. Die finanzielle Förderung wird in Form von jährlichen Prämien ausbezahlt.

Die ÖPUL-Maßnahme zur Anlage von Gewässerrandstreifen fällt in die Maßnahme „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ und ist nur gültig für ackerlandwirtschaftlich genutzte Flächen. Sie wird mit maximal 700 Euro pro Hektar gefördert (siehe Abbildung 1).

Fläche		EUR/ha
Grünland	Bei Teilnahme an den Maßnahmen - „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“ - „Mahd von Steiflächen“ mit der Steilstufe 3 oder - „Bewirtschaftung von Bergmähdern“ im Falle der Sensemahd	800
	Übrige Fälle	600
Ackerland	Bei Teilnahme an der Maßnahme - „Erhaltung und Entwicklung naturschutzfachlich wertvoller oder gewässerschutzfachlich bedeutsamer Flächen“	700
	Übrige Fälle	600
Wein, Obst, Hopfen und Baumschulflächen		1.400
Geschützter Anbau		4.200
Teiche	Nur nationale Mittel	800

**Abbildung 1: Auszug aus der Prämienübersicht von ÖPUL 2007 (Lebensministerium 2007)**

Finanziert wird diese Fördermaßnahme aus Bundesmitteln, unter der Voraussetzung, dass das jeweilige Bundesland ebenfalls zwei Drittel der Bundesmittel zur Verfügung stellen kann.

Zur Finanzierung werden auch EU-Mittel, entsprechend der maßgeblichen Rechtsvorschriften und Vereinbarungen, herangezogen.

Für die Annahme der Anträge, Abwicklung der Förderungen, Entscheidungen über Anträge, Kontrolle, Auszahlungen und Rückforderungen der Förderungsbeträge ist der Agrarmarkt Austria (AMA) im Namen des BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) zuständig.

Eine maßgebliche Rechtsgrundlage bildet auch das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem – INVEKOS. Darauf basiert die gesamte Abwicklung der SRL.



## **2 Theorie**

„The usefulness of ecological simulation modeling results as much from the process (problem specification, model development, and model evaluation) as from the product (the final model and simulations of system dynamics).“ (GRANT, 2008:1)

### **2.1 Automatisierte Erstellung von Fließrichtungen an der Geländeoberfläche**

#### **2.1.1 Stand der Forschung**

Mit der grundlegenden Frage wie Oberflächenabfluss modelliert werden kann, beschäftigen sich in der Wissenschaft mehrere Bereiche. Fragestellungen in der Hydrologie fließender, stehender und gefrorener Gewässer (u. a. KENNY 2005, KENNY et al 2008, LI et al 2007) und Fragestellungen im Bereich der Bodenerosionsforschung (u. a. TAKKEN et al 2001, DE JONG VAN LIER et al 2005) basieren oftmals auf Oberflächenabflussmodellierungen.

Für die Analyse von Oberflächenabfluss bedienen sich beide Forschungsbereiche vielfach Geographischer Informationssysteme. Während in der Hydrologie Einzugsgebietsgrößen, Abgrenzung von Wasserscheiden oder Modellierung von Abflusswellen mit Hilfe von GIS ermittelt werden, wird in der Erosionsforschung nach den oberflächlichen Fließwegen in Bezug auf Sedimentabtrag, -transport und -akkumulation geforscht.

Die Evaluierung von automatisch erstellten Fließwegen mittels empirischen Erhebungen wurde u. a. von LI et al (2007) durchgeführt. Dort stand die Frage nach der Ausdehnung und Fließrichtung von Eis in

Schweden im Vordergrund.

KENNY et al (2008) beschäftigt sich ebenfalls mit Fließrichtungsmodellen von Oberflächenabfluss in der Landschaft, in Bezug auf einen Lösungsansatz für Bereiche mit Senken und Ebenen.

### 2.1.2 Aufbau von Höhenmodellen

Die Struktur von Höhenmodellen lässt sich generell auf drei verschiedene Arten aufbauen.

- a) Regelmäßiges quadratisches Rasternetz
- b) TIN-Struktur (triangulated irregular network)
- c) Kontur-basierte Netzwerke

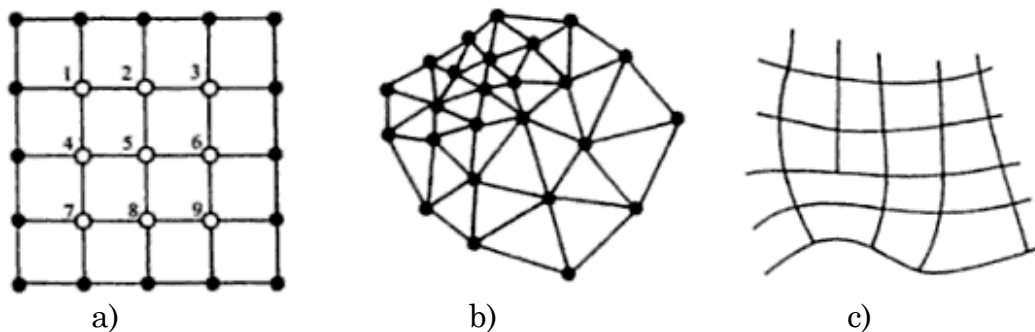


Abbildung 2: Struktur der Netzwerke von Höhenmodellen (Wilson 2000)

Der Aufbau von DGMs und DHMs auf Basis regelmäßiger quadratischer Rasternetze ist die am häufigsten angewandte Methode (TARBOTON, 1997). Das ist darauf zurückzuführen, dass ihre Struktur einfach aufgebaut ist, sie leicht anzuwenden und unkompliziert zu bearbeiten ist.

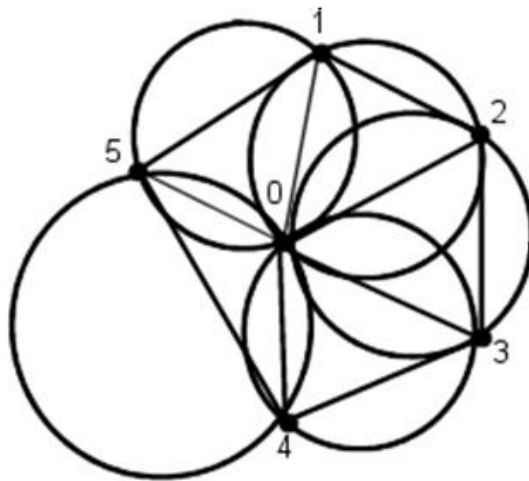
Höhenmodelle die mittels TIN-Struktur aufgebaut sind, finden ebenfalls häufig Anwendung in Wissenschaft und Praxis.

Ihr Aufbau basiert üblicherweise auf dem so genannten Delaunay-

Prinzip oder Delaunay-Triangulation.

Die Delaunay-Triangulation ist „Eine Methode zur Erstellung eines Dreiecknetzes aus einem Satz von Punkten. Die Dreiecke sind mit der Bedingung definiert, dass innerhalb eines Umkreises um drei Punkte, die ein Dreieck bilden, kein weiterer Punkt liegt (Kriterium des leeren Umkreises).“ (Universität Rostock, 2009)

Es entstehen dabei so genannte wohlgeformte Dreiecke, die sich nicht überlappen und so eine beliebig große Punktmenge fächendeckend und einheitlich vermaschen.



**Abbildung 3: Grafische Darstellung des Delaunay-Prinzips  
(Universität Rostock, 2009)**

Diese Struktur verlangt zwar mehr Datenspeicherkapazität, ermöglicht aber auch einen besseren Umgang mit Unregelmäßigkeiten in der Landschaft.

Die Dichte der Dreiecksstrukturen wird je nach Komplexität der Landschaft variiert und ermöglicht so eine gute Nachbildung des Geländes.

Bei der Anwendung von konturbasierten Strukturen wird die Landschaft aufgrund der Konturlinien (Höhenlinien) und deren Orthogonalen in unregelmäßige viereckige Polygone unterteilt (siehe Abbildung

2, c). Mit dieser Methode können vor allem komplexe Geländebereiche realistisch dargestellt werden.

In der Datenmatrix von Höhenmodellen ist für jedes Pixel (definiert durch die Rastergröße) die dazugehörige Höheninformation gespeichert.

### **2.1.3 Algorithmen zur automatisierten Erstellung von Fließrichtungsmodellen**

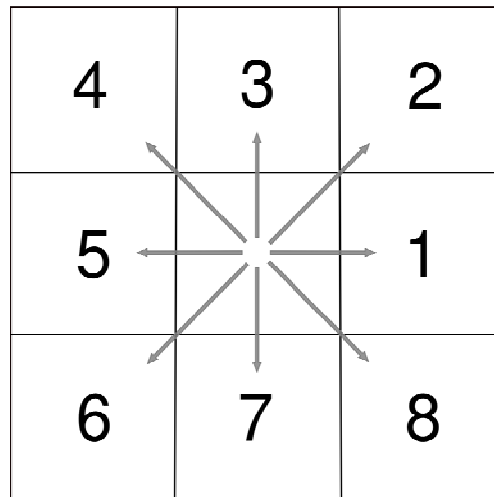
Die älteste und bekannteste Methode um Fließrichtungen zu bestimmen, ist die so genannte D8-Methode, die von O'Callaghan und Mark 1984 entwickelt wurde. Dabei wird Abfluss von einem Pixel in eines der acht Nachbar-Pixel geleitet, das den steilsten Gradienten hangabwärts aufweist.

Diese Methode war in den 80er und 90er Jahren sehr weit verbreitet und wird auch heute noch vielfach verwendet (TARBOTON, 1997).

Der D8 Algorithmus weist sowohl Vorteile als auch Nachteile auf. Vorteile sind, dass diese Methode leicht anwendbar ist und die Daten keinen großen Speicheraufwand benötigen.

Nachteile ergeben sich in Bezug auf die Streuung des Abflusses. Der Oberflächenabfluss wird von der Startzelle in nur eine der acht möglichen Nachbarzellen geleitet (siehe Abbildung 4), das heißt die Nachbildung eines sich diffus ausbreitenden Abflusses ist nicht möglich.

Der D8 Algorithmus errechnet in einem ersten Schritt einen Rasterdatensatz aus dem die Fließrichtungen ersichtlich werden. Jeder Rasterzelle wird, je nach Abflussrichtung von East bis South East, ein Wert von eins bis acht zugewiesen.



**Abbildung 4: Schematische Darstellung Fließdiagrammes des D8-Algorithmus (Eigene Skizze, nach Tarboton 2008)**

In einem weiteren Schritt werden die Einzugsgebietsgrößen aus dem Fließrichtungs-Raster abgeleitet. Daraus ergibt sich ein Rasterdatensatz, der ein Fließwegenetz nachbildet. Der Wert in den Zellen stellt die Anzahl der Rasterzellen dar, die in das jeweilige Pixel entwässern. Daher lässt sich auch die Einzugsgebietsgröße, die über jedem einzelnen Pixel liegt, berechnen.

Eine andere Methode für die Generierung von Fließrichtungen entwickelte TARBOTON (1997). Basis seiner Methode sind ebenfalls digitale Höhenmodelle. Ein Pixel wird dabei unterteilt in acht dreieckige Bereiche. Die Fließrichtung wird hier als Winkel in einem der acht Dreiecke angegeben (siehe Abbildung 5).

Die Einzugsgebietsfläche ergibt sich, indem der Abfluss proportional auf die zwei nächst hangabwärts gelegenen Pixel aufgeteilt wird, abhängig davon wie nah die Fließrichtung zum direkten Winkel des tiefst gelegenen Nachbarpixels liegt.

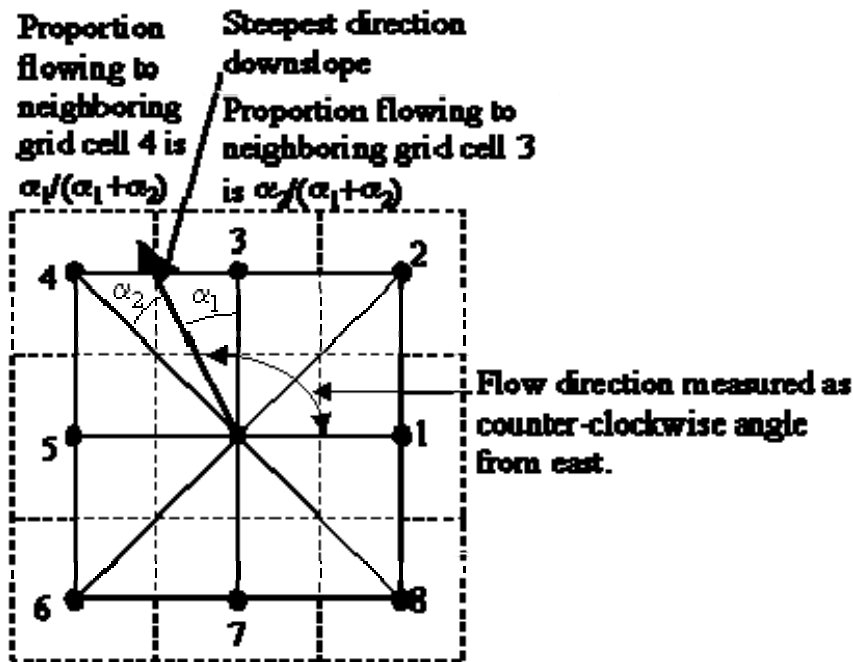


Abbildung 5: Schematische Darstellung des D-Infinity Algorithmus (Tarboton, 1997)

Diese Methode, der so genannte D-Infinity Algorithmus, ermöglicht es, einen diffusen Abfluss in zwei Richtungen nachzubilden.

Ein umfassender Vergleich von verschiedenen Algorithmen zum Routen von Oberflächenabfluss findet sich unter anderem in der Dissertation von ENDRENY (1999). Dort werden neben D8 und D-Infinity, zwei weitere Algorithmen, DEMON (digital elevation model networks) und der Multiple Flow Algorithmus, vorgestellt. Endreny vergleicht sie mittels statistischer Auswertungen anhand der Diskrepanzen zwischen beobachteten und modellierten Abfluss.

Von diesen vier Algorithmen, erlaubt nur der Multiple Flow Algorithmus die diffuse Weiterleitung des Abflusses von einer Startzelle in alle angrenzenden Nachbarzellen, die tiefer liegen als die Startzelle. Aufgrund dessen wird er auch vom Autor als der am besten geeignete Algorithmus für das Routen von Oberflächenabfluss – vor allem für flache Bereiche – dargestellt.

Für Landschaften mit sehr geringen Hangneigungen werden für die Oberflächenabflussmodellierung komplexe Algorithmen verwendet, die einen diffusen Abfluss nachbilden können (MARTZ 2000, TURCOTTE et al 2001, JONES 2002). Für diese Gebiete liefert der relativ einfach aufgebaute D8-Algorithmus ungenaue Ergebnisse. Vor allem Senken und Depressionen bereiten dort Probleme bei den Modellierungen.

## **2.2 Gewässerrandstreifen**

### **2.2.1 Definition**

„...vegetative filter strips (VFS) (...) can be defined as areas of vegetation designed to remove sediment and other pollutants from surface water runoff by filtration, deposition, infiltration, adsorption, absorption, decomposition and volatilization.“ (MUÑOZ-CAPENA et al 1999:111)

Oberflächenabfluss, der auf einen Gewässerrandstreifen trifft, wird durch die erhöhte Oberflächenrauigkeit verlangsamt. Die Transportkapazität wird verringert und die Sedimentation der im Abfluss enthaltenen Bodenpartikel wird beschleunigt (DINGMAN 2002, BRUTSAERT 2005).

In der Literatur finden sich verschiedene Begriffe, die als „Gewässerrandstreifen“ ins Deutsche übersetzt werden können.

Vegetative filter strips (VFS), grass buffer strips, buffer zones, riparian buffer, riparian vegetated buffer strips sind die häufigsten Bezeichnungen. Nicht verwechseln sollte man diese Begriffe mit den sogenannten „grassed waterways“. Diese werden als gängige Maßnahme verwendet, um Oberflächenabfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen zu drainieren (FIENER, 2005).

In der vorliegenden Arbeit werden die Begriffe „Gewässerrandstreifen“ und „Filterstreifen“ als Synonyme für diese eben erwähnten Bezeich-

nungen verwendet, da einerseits klar wird, dass es sich um Gebiete handelt, die unmittelbar an ein Gewässer anschließen und andererseits, dass ihr vorrangiger Zweck die Filterung von Sediment- und Schadstoffeinträgen ist.

### **2.2.2 Stand der Forschung**

Die Anlage von Gewässerrandstreifen wird in der Literatur häufig als eine der besten Maßnahmen gegen Sediment- und Stoffeintrag in Gewässer angesehen (u. a. MUÑOZ-CARPENA et al 1993, DORIOZ et al 2006, HUSSEIN et al 2007).

Diese Filterstreifen entlang von Fließgewässern können zur Verbesserung der Wasserqualität von Oberflächengewässern beitragen (u. a. CORRELL 2005, VERSTRAETEN et al 2006, TOMER et al 2003), sowie die Uferstabilität an Fließgewässern verbessern (u. a. LIN et al 2002, MCKERGOW et al 2003, LIN et al 2004).

Um die Effektivität von Filterstreifen zu prüfen, werden vielfach Feldversuche durchgeführt (u. a. POPOV et al 2006, HUSSEIN et al 2007, DUCHEMIN 2009).

POPOV (2006) beispielsweise prüfte das Retentionsvermögen von Filterstreifen in Bezug auf Atrazin, Metachlor und Sediment. Dabei kam es, bei einer zugeführten Abflussmenge von 30 mm, zu einer Sedimentreduktion von 44 % bis 63 %.

DUCHEMIN (2009) hingegen beschäftigte sich mit der Frage wie effektiv Filterstreifen bereits einem Jahr nach ihrer Installation sind. Ergebnis dieser Studie war mitunter, dass ein begrünter Filterstreifen bereits nach einem Jahr 87 % der gelösten Sedimentfracht filtern kann.

Die Effektivität von Filterstreifen wird aber auch vielfach im Einzugsgebiet untersucht (u. a. BACH et al 1994, XIANG 1996, TOMER et al 2003, SAHU 2009).

SAHU (2009) untersuchte ein 51,3 km<sup>2</sup> großes Einzugsgebiet in Iowa (USA). Dort wurde mit dem SWAT (Soil and Water Assessment Tool)



Model gearbeitet. Die Ergebnisse daraus zeigten, dass ein Filterstreifen der 10 % bis 50 % der gesamten Einzugsgebietsgröße einnimmt, zu 55 % bis 90 % des NO<sub>3</sub>-N reduzieren kann.

Kritik an dieser Maßnahme zum Schutz von Oberflächengewässern kommt unter anderem von BACH et al (1994), LEEDS-HARRISON et al (1999), VERTRAETEN et al (2006) und HAY et al (2006).

In zwei Teilen wurde das Einzugsgebiet der Lumda (Hessen, D) im Hinblick auf die Bedeutung von Uferstreifen für die Reduktion von Stoffeinträgen in Gewässer im Mittelgebirgsraum untersucht. Laut BACH et al (1994)<sup>a</sup> ist der flächenhafte Eintritt von Oberflächenabfluss Voraussetzung für eine effektive Filterleistung. Es wurde beobachtet, dass sich Oberflächenabfluss oftmals bereits im Vorfeld in Ackerrandfurchen und dergleichen sammelt und konzentriert auf den Filterstreifen trifft. Dadurch wird die Filterleistung von Uferstreifen in Frage gestellt. Um flächenhafte und lineare Übertritte von Oberflächenabfluss in den Filterstreifen erheben zu können, wurde ein Kartierschlüssel entwickelt.

BACH et al (1994)<sup>b</sup> untersuchten bereits bestehende Uferstreifen im Einzugsgebiet der Lumda. Diese wurden im Zuge von Geländekartierungen erhoben und wiesen Breiten von 0 bis über 5 m auf. Um eine ausreichende Retentionsleistung der Filterstreifen zu gewährleisten, wurde eine Mindestbreite von 3 m festgelegt. Diese Mindestbreite wurde lediglich in 19,2 % des Untersuchungsgebietes vorgefunden. Davon wiesen nur 6,1 % flächenhaften Eintrag von Oberflächenabfluss auf. Unter Berücksichtigung der spezifischen Retentionsleistung (80 % der diffusen Einträge), beträgt der Stoffrückhalt durch die Uferstreifen dort nur rund 5 % der gesamten diffusen Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet. Die Autoren ziehen daraus den Schluss, dass eine Verringerung von Stoffeinträge ausschließlich durch eine entsprechende erosionsvermeidende landwirtschaftliche Nutzung erreicht werden kann.

Es wird abschließend angemerkt, dass Uferstreifen nicht als überflüssig zu bewerten sind, sondern wegen ihrer übrigen ökologischen Funktionen besonders hervorzuheben sind.

LEEDS-HARRISON et al (1999) haben Gewässerrandstreifen untersucht, die zur Kontrolle von Nitratauswaschungen in Oberflächengewässern dienen sollen.

Dabei wurden an drei verschiedenen – für England und Wales repräsentativen – Gebieten durch Gewässerrandstreifen gepufferte und ungepufferte Einzugsgebiete beobachtet.

Bei der Auswertung der Daten ergab sich, dass die bewachsenen Gewässerrandstreifen, die als Puffer wirken sollten, keine nachhaltige Reduzierung der Stickstoffkonzentrationen herbeiführen konnten. Als einen der Gründe für eine reduzierte Effektivität, werden bevorzugte Fließwege angegeben, die vor allem in der Winterzeit an den Gewässerrandstreifen vorbeiführen.

Weiters sind, laut den Autoren, Gewässerrandstreifen keine effektive Maßnahme zur Kontrolle für diffuse Stickstoffeinträge, es sei denn, die hydrologischen Gegebenheiten des Filterstreifens erlauben eine geeignete Umgebung für Denitrifikation oder Aufnahme des Stickstoffes durch Pflanzen.

Abschließend wird empfohlen, bei der Positionierung begrünter Filterstreifen sorgfältig auf die Umgebung zu achten, um sie gezielt einsetzen zu können und um eine entsprechende Verweildauer der Sedimente und Schadstoffe im Gewässerrandstreifen gewährleisten zu können.

VERSTRAETEN et al (2006) hingegen haben die Effektivität eines begrünter Filterstreifens – „riparian grass filter strip“ – auf drei unterschiedlichen Maßstabsebenen in Belgien getestet.

Zum einen wurde ein einzelner Hang mit einer Fläche von 0,014 km<sup>2</sup> als Testgebiet gewählt, das zweite Gebiet umfasst die gesamte Region von Gingelom (Flandern), welches das Einzugsgebiet von drei Flüssen

mit einer Größe von 51,7 km<sup>2</sup> umfasst. Das dritte und größte Gebiet umfasst ganz Flandern und hat ein Gesamteinzugsgebiet von 13.599 km<sup>2</sup>.

Anhand des WATEM/SEDEM Modells wurden für alle drei Gebiete Modellrechnungen mit und ohne Filterstreifen durchgeführt.

Im kleinsten Einzugsgebiet wurden 78 % der gesamten eingetragenen Sedimentmasse vom Filterstreifen zurückgehalten, im mittleren Gebiet 35 % und für gesamt Flandern ergab sich ein Wert von 40 %.

Oberflächenabfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen gelangt nicht nur direkt in ein Flusssystem, sondern fließt unter anderem auch auf Straßen und durch Siedlungen. Abfluss wird also auch von Kanalsystemen und anderen kleineren Gräben abgefangen und fließt so an Filterstreifen vorbei. Daher werden der oberflächliche Abfluss und darin enthaltene Sedimente und Schadstoffe nicht durch einen Gewässerrandstreifen gefiltert und gelangen in konzentrierter Form in ein Flusssystem. Dies wird als ein Grund für das relativ geringe Rückhaltevermögen der beiden größeren Testgebiete genannt.

Da das kleinste Testgebiet weder Straßen noch Siedlungen umfasste, wurde das Sedimentrückhaltevermögen hier mit 78 % relativ hoch wiedergegeben, im Gegensatz zu den beiden anderen, wesentlich größeren Gebieten.

Der Effekt von begrünten Filterstreifen hängt von vielen Parametern ab. Zum einen vom Gewässerrandstreifen an sich, Breite, Hangneigung und Bewuchs sind nur einige Parameter die als entscheidend angesehen werden. Weiters ist bei dem Eintritt des Oberflächenabflusses in den Filterstreifen, unter anderem die Fließgeschwindigkeit und Wassermenge bedeutend. Betrachtet man den Sedimenttransport, sind vor allem Korngrößenverteilung, Aggregation und Konzentration entscheidend.

„...in a landscape, flow convergence takes place before most of the runoff enters the river system.” (VERSTRAETEN et al 2006:4263)

Vor allem die Erkenntnis, dass es in der Landschaft zu konzentriertem Abfluss kommen kann macht klar, dass eine gute Kenntnis über die Beschaffenheit des Geländes für die Anlage von Gewässerrandstreifen von enormer Bedeutung ist, um eine ausreichende Effektivität erzielen zu können.

Abschließend wird von den Autoren noch darauf hingewiesen, dass die Anlage von begrünten Filterstreifen noch durch zusätzliche Schutzmaßnahmen begleitet werden sollte.

Es wird auch darauf hingewiesen, dass die Anbringung von Gewässerrandstreifen zum Schutz vor Sediment- und Schadstoffeintrag eine sogenannte „end-of-pipe“ Lösung darstellt. Das heißt, man sollte Maßnahmen zum Schutz vor Bodenverlust in bereits im Vorfeld in Betracht ziehen, um die Anlage von Filterstreifen zu vermeiden.

Im Zusammenhang damit wird auf so genannte „grassed waterways“ hingewiesen. Dort wird konzentrierter Oberflächenabfluss über eine längere Strecke durch einen begrünten Abflussweg Richtung Tal geführt. Daher kann Sediment über einen längeren Zeitraum von der Vegetation zurückgehalten und gepuffert werden.

## **3 Daten**

### **3.1 Verwendete Datenbasis**

Die Oberflächenabflussmodellierungen werden auf Basis von Digitalen Höhenmodellen (DHM) durchgeführt.

Man findet in der Literatur vielfach die Bezeichnung DHM und DGM – Digitale Geländemodelle parallel vor.

Zur besseren Unterscheidung der drei Höhenmodelle, die in der vorliegenden Arbeit verwendet werden, werden hier beide Begriffe verwendet.

Der Begriff DGM wird für das Höhenmodell, das aus Laserscan-Befliegungen erstellt wurde, verwendet. Als DGM wird vielfach die Wiedergabe der tatsächlichen Geländeoberfläche verstanden.

Die Bezeichnung DHM wird für das Höhenmodell mit einer Rasterweite von 10 m verwendet. Bei der Erstellung eines DHM wird die Geländeoberfläche durch photogrammetrische Auswertung von Luftbildern (in Österreich) ermittelt (NÖ Landesregierung, 2009).

Im Folgenden wird zur besseren Lesbarkeit der Terminus Höhenmodell für DGM und DHM verwendet.

#### **3.1.1 DGM und DHM**

In der vorliegenden Arbeit werden ebenfalls rasterbasierte Gelände- und Höhenmodelle für die Oberflächenabflussmodellierungen verwendet.

Zum einen wird ein Digitales Geländemodell (DGM) mit 1 Meter Auflösung verwendet (im Folgenden DGM 1 m). Dieses wurde aus einem Laserscan generiert.

Laserscan-Daten sind zurzeit (Stand 2009) die höchst aufgelösten digitalen Höhendaten, die für Niederösterreich vorhanden sind. Zurzeit sind etwa 75 % der gesamten Landesfläche Niederösterreichs mittels

Befliegungen erhoben worden. Für die hier vorgestellte Arbeit waren Daten von den Bezirken Korneuburg, Mistelbach und Gänserndorf erforderlich. Diese Daten stammen aus dem Jahr 2007.

Aus dem Datensatz DGM 1 m wurde in weiterer Folge ein DGM mit einer Rasterweite von 10 m generalisiert (im Folgenden DGM 10 m). Das DGM 1 m verlangt durch die hohe Auflösung große Speicher- und Rechenkapazitäten. Aufgrund dessen werden alle erforderlichen Berechnungen auch mit dem DGM 10 m durchgeführt, um zu prüfen, ob man vergleichbare Ergebnisse mit einem Modell erhält, das wesentlich weniger Speicher- und Rechenkapazitäten erfordert.

Weiters steht ein Digitales Höhenmodell mit einer Rasterweite von 10 m zur Verfügung (im Folgenden DHM 10 m). Dieser Datensatz steht flächendeckend für ganz Österreich zur Verfügung.

Die Auflösung von 10 m kann zu unerwünschten Fehlern in der Oberflächenabflussmodellierung führen. Dieser Datensatz wird verwendet, um eine Aussage über den Einfluss der Auflösung machen zu können.

Da hochauflösende Datensätze wie DGM 1 m bis zum jetzigen Zeitpunkt nicht flächendeckend für Österreich vorhanden sind, wird so geprüft werden, ob eine Oberflächenabflussmodellierung mit einem DHM 10 m beziehungsweise DGM 10 m sinnvoll ist und zu annehmbaren Ergebnissen führt.

Dies könnte vor allem in Hinblick auf die Untersuchungsgebiete in der Steiermark und in Oberösterreich hilfreich sein (vergl. Kapitel 5 und Kapitel 8).

Eine Aussage über die allgemeine Genauigkeit von Laserscan-Daten kann hier nicht getroffen werden.

Diese ist in Abhängigkeit von der Oberflächenbeschaffenheit sehr unterschiedlich.

Die Höhengenaugkeit variiert bei ca.  $\pm 15$  cm, die Lagegenauigkeit

liegt bei etwa  $\pm 30$  cm, die gemittelte Punktdichte bei 1 Punkt/m<sup>2</sup> (Land OÖ, 2009).

### **3.1.2 Digitale Katastralmappe – DKM**

Ebenfalls zur Verfügung steht die Digitale Katastralmappe des Untersuchungsgebietes.

Die DKM ist der grafische Datenbestand des Katasters im Koordinatensystem der österreichischen Landesvermessung und wird von den zuständigen Vermessungsämtern geführt. Die DKM enthält die Grenzen der Grundstücke, die Grundstücksnummern, die Abgrenzungen der Benützungsarten und der Nutzungen, die Fest- und Grenzpunkte mit deren Nummern sowie sonstige Darstellungen (BEV, 2009).

Die DKM liegt im Maßstabsbereich von 1:500 bis 1:5000 flächendeckend für ganz Österreich vor und wird laufend aktualisiert.

Da die Digitale Katastralmappe von der vormals bestehenden analogen Katastralmappe abgeleitet wurde, wurde auch gleichzeitig deren Lagegenauigkeit übernommen.

Grenzkatastergrundstücke etwa verfügen über eine Lagegenauigkeit im Zentimeter Bereich. In manchen Fällen kann diese auch im Dezimeter bis Meter Bereich liegen (BEV, 2009).

### **3.1.3 Bodenabtragskarte**

Weiters wurde die Datenbasis des Kartenblatts „8.4 Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser“ aus dem Hydrologischen Atlas vom BAW Petzenkirchen zur Verfügung gestellt.

STRAUSS (2007) hat dabei flächendeckend für ganz Österreich eine Bodenabtragskarte auf Basis der Bodenabtragsgleichung USLE (Universal Soil Loss Equation) erstellt.

Diese beruht auf folgender Formel (WISCHMEIER 1978):

$$A = K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot R \cdot P$$

*A* langjähriger durchschnittlicher Bodenabtrag ( $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ )

*K* Bodenfaktor ( $t\ h\ ha^{-1}\ N^{-1}$ )

*R* Niederschlagsfaktor ( $N\ h^{-1}$ )

*S* Hangneigungsfaktor (dimensionslos)

*L* Hanglängenfaktor (dimensionslos)

*C* Bodenbedeckungsfaktor (dimensionslos)

*P* Bodenschutzfaktor (dimensionslos)

Diese wurde auf Basis eines DHMs mit einer Rasterweite von 10 m berechnet. Informationen über die Bodenbeschaffenheit wurden aus der österreichischen Bodenkartierung im Maßstab 1:25 000 entnommen. Die zugrundeliegenden Landnutzungsdaten sind CORINE Landcover Datensätze. Das Gewässernetz floss im Maßstab 1:50 000 in die Berechnungen mit ein und die Niederschlagsdaten wurden aufgrund der Jahresniederschläge von 1961 bis 1990 ermittelt.

Abbildung 6 zeigt einen Ausschnitt aus der Bodenabtragskarte, entnommen aus dem Hydrologischen Atlas (das Fördergebiet umfasst etwa die gelbe Ellipse).

Trotz der groben Auflösung wird dort klar, dass im untersuchten Fördergebiet durchwegs mit mittlerem bis hohem Bodenabtrag durch Wasser zu rechnen ist.



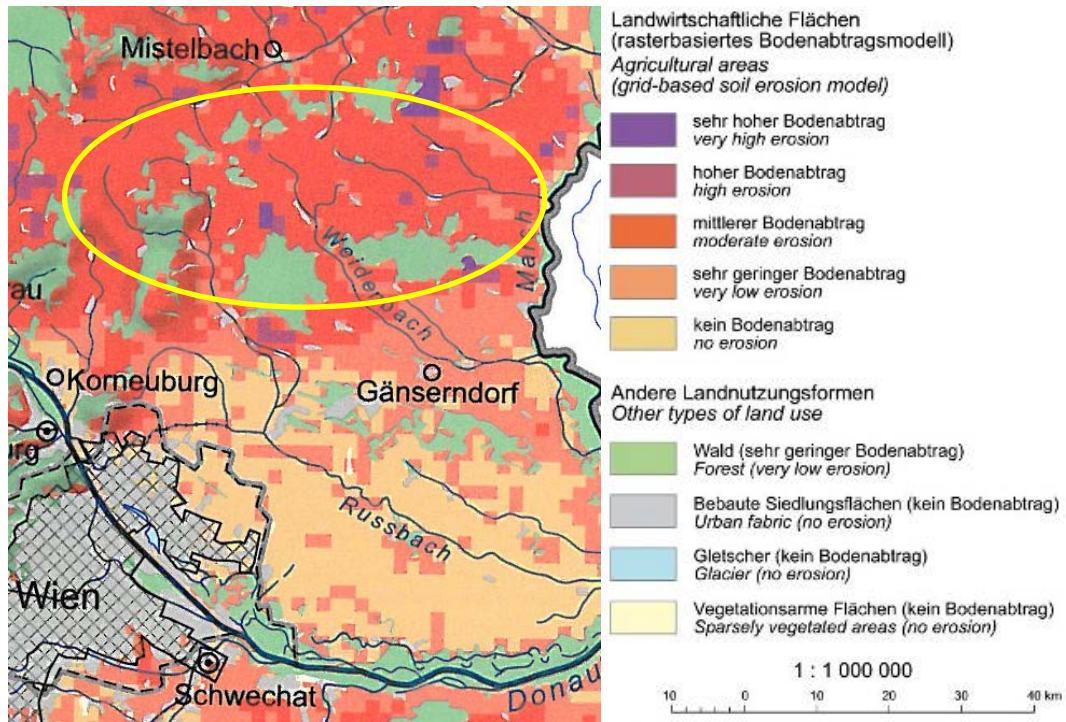


Abbildung 6: Ausschnitt Bodenabtragskarte (Strauss 2007)

## 4 Methodik

Folgendes Kapitel dient zur Vorstellung der Methodik und Vorgehensweise der vorliegenden Untersuchungen.

Es werden dabei im Besonderen fünf Arbeitspakete abgehandelt:

- Aufbereitung der Daten
- Auswahl der Testgebiete
- Feldarbeit
- GIS Analysen
- Berechnung des Bodenabtrags

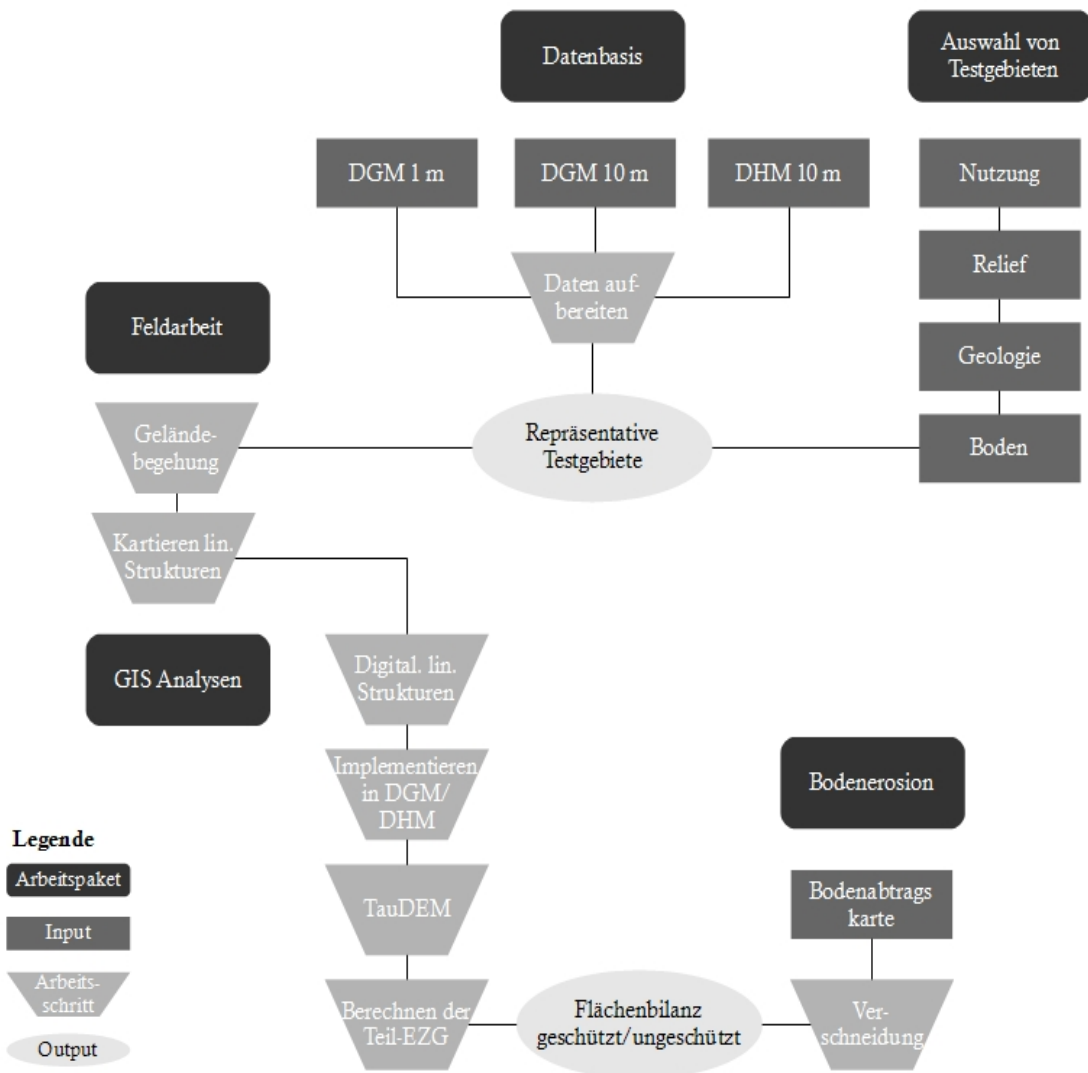


Abbildung 7: Flussdiagramm der methodischen Vorgangsweise

In Abbildung 7 werden die methodischen Schritte, die im Folgenden erklärt werden, graphisch dargestellt. Es soll im Wesentlichen eine Übersicht der fünf Arbeitspakete liefern, wie diese zusammenhängen und in welcher Reihenfolge sie bearbeitet wurden.

## **4.1 Aufbereitung der Daten**

### **4.1.1 DGM 1 m**

DGM 1 m entspricht den Geländedaten die aus einem Laserscan ermittelt wurden. Dieser Datensatz lag in Form von .ascii Dateien vor. Diese wurden mit Hilfe von ArcGIS 9.3 in ein ESRI Rasterformat umgewandelt und in einen so genannten Rasterkatalog eingespeist. Eine .ascii Datei entspricht einem Geländeausschnitt mit der Fläche von 1 mal 1,2 km, mit einer Rasterweite von 1 m.

Da der Datensatz das gesamte südliche Weinviertel beinhaltete, wurde der Datensatz anschließend auf das Fördergebiet, das für die Gewässerrandstreifen-Maßnahme vorgesehen war, zugeschnitten.

Nach Abschluss dieses Schrittes wurde ersichtlich, dass dieses Geländemodell Lücken im südlichen Teil aufwies. Die Datenlücken hatten jeweils das Ausmaß von 1 Meter rund um jeden 1 mal 1,2 km Raster. Im westlichen Untersuchungsgebiet trat eine Datenlücke mit dem Ausmaß von 30 m mal 1,2 km auf.

Das DGM 1 m wurde ausschließlich für Berechnungen in den Testgebieten verwendet, da dort keine Datenlücken festgestellt wurden.

### **4.1.2 DGM 10 m**

DGM 10 m entspricht einem generalisierten Datensatz, der aus dem DGM 1 m abgeleitet wurde. Hier wurde die Rasterweite des DGM von 1 m auf 10 m generalisiert. Das heißt, der Rasterdatensatz besteht aus 10 m mal 10 m großen Pixel deren Höheninformation den gemittelten Wert der ursprünglichen 10 mal 10 Pixel im DGM 1 m darstellt. Diese

Generalisierung wurde nur mit den Testgebieten durchgeführt, da dort keine Datenlücken vorlagen.

#### **4.1.3 DHM 10 m**

DHM 10 m entspricht einem Höhenmodell mit einer Rasterweite von 10 m. Erstellt wurde dieses auf Basis von photogrammetrischen Auswertungen von Luftbildern durch das BEV (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen). Dieser Datensatz wurde bereits vom BAW vorab bearbeitet und bedurfte keiner weiteren Aufbereitung.

## **4.2 Auswahl der Testgebiete**

Anhand von Kartierungen im Feld wurden lineare Strukturen wie Straßengräben und Kanäle auf Parzellenebene erhoben.

Das gesamte Fördergebiet im Weinviertel hat eine Einzugsgröße von etwa 360 km<sup>2</sup> und umfasst die Vorfluter von drei Flusseinzugsgebieten, Russbach, Weidenbach und Sulzbach.

Aus dem gesamten Fördergebiet wurden fünf Testgebiete ausgewählt, anhand deren die Untersuchungen durchgeführt wurden. Diese wurden mit der Intention ausgesucht, das gesamte Fördergebiet in seiner Charakteristik repräsentativ wiederzugeben. Aus diesen drei Flussläufen wurden Teileinzugsgebiete von Vorflutern für die Kartierungen in Betracht gezogen.

Folgende Kriterien wurden für die Auswahl der Testgebiete überprüft:

- Nutzung
- Relief
- Geologie
- Bodenverhältnisse

Basierend auf diesen Kriterien, wurden fünf repräsentative Testgebiete ausgewählt.

Klimatische Kriterien, wie Niederschlagsintensität und –dauer, wurden hier bewusst nicht miteinbezogen, da die Filterstreifen nicht für eine bestimmte Niederschlags– und Abflussintensität angelegt werden, sondern über den gesamten Verlauf der Jahreszeiten Sediment zurückhalten sollen.

Für die ersten beiden genannten Kriterien, Nutzung und Relief wurden quantitative Berechnungen vorgenommen.

Die Kriterien geologische und pedologische Verhältnisse, wurden qualitativ bewertet. Da keine digitale Datenbasis für diese beiden Kriterien zur Verfügung stand, wurden keine quantitativen Analysen durchgeführt. Aufgrund dessen wurde eine visuelle Abschätzung durch das zur Verfügung stehende Kartenwerk vorgenommen, um zu vergleichbaren Ergebnissen zu kommen.

#### **4.2.1 Nutzung**

Die Anlage von Gewässerrandstreifen ist im Uferbereich von Fließgewässern vorgesehen, die an Ackerland angrenzen. Ein Kriterium zur Auswahl der Testgebiete war die Landnutzung. 70 % der Gesamtfläche des Fördergebietes im Weinviertel wird landwirtschaftlich genutzt, darunter fallen sowohl Ackerland, als auch Weingärten. Daher sollten die Testgebiete ebenfalls zu mindestens 70 % landwirtschaftlich genutzt sein.

Weiters wurde darauf geachtet, dass sich keine Siedlungsflächen in den Testgebieten befinden. Niederschlag, der über Siedlungsflächen fällt, oder Oberflächenabfluss, der in Siedlungsgebieten mündet, wird kanalisiert in Kläranlagen abgeleitet und trägt somit nicht für die Belastung von Gewässern durch erodiertes Sediment bei.

### **4.2.2 Relief**

Da die Fließrichtung von oberflächlichem Abfluss maßgeblich von den gegebenen Oberflächenformen eines Geländes bestimmt ist, wurde die Hangneigung als Kriterium in die Auswahl der Testgebiete mit einbezogen.

Die Hangneigung beeinflusst unter anderem die Fließgeschwindigkeit von Wasser an der Geländeoberfläche und so auch die Transportkapazität von Oberflächenabfluss.

Es wurde die mittlere Hangneigung des gesamten Fördergebietes im Weinviertel berechnet und mit den mittleren Hangneigungen in den potentiellen Testgebieten verglichen. Aufgrund der statistischen Betrachtung von Mittelwerten wurde eine Toleranzschwelle von 2° angestrebt.

### **4.2.3 Geologie**

Gewässerrandstreifen sollen die Fließgewässer vor Eintrag von Sedimenten und den damit verbundenen Schadstoffen schützen.

Der Bodentyp und dessen Eigenschaften sind immer auch abhängig vom geologischen Untergrund auf dem er sich entwickelt hat. Die geologischen Gegebenheiten des Fördergebietes wurden mit der Geologischen Karte von Niederösterreich im Maßstab 1:200 000 ermittelt.

Diese wurden anschließend mit denen der in Frage kommenden Testgebiete verglichen.

### **4.2.4 Boden**

Ebenfalls entscheidend für die Abschwemmungsgefahr von Sediment ist der Bodentyp an sich. Je nach Aufbau eines Bodens ist dieser mehr oder weniger erosionsgefährdet. Dies wiederum hat Einfluss auf die Wirksamkeit von Gewässerrandstreifen.

Mittels digitaler Bodenkarte (eBOD) wurden die Hauptbodentypen des

Untersuchungsgebietes ermittelt. Bei der Auswahl repräsentativer Testgebiete wurde darauf geachtet, dass alle vorherrschenden Bodentypen sich darin wiederfinden.

### **4.3 Feldarbeit**

Die Kartierungen im Gelände wurden für jedes der fünf Testgebiete auf dieselbe Art und Weise durchgeführt.

Als Kartierungsgrundlage dienten Ausdrucke von Katasterplänen, sowie Orthofotos, die, je nach Größe des Testgebietes, im Maßstab 1:7000 bis 1:10000 in Plänen von A0 bis A3 ausgedruckt wurden.

Zunächst wurden die Einzugsgebiete der Testgebiete begangen, um eine bessere Vorstellung des Geländes und der Abflussverhältnisse zu bekommen.

In den einzelnen Testgebieten wurden anschließend die Streckenverläufe der Zubringer abgegangen und dabei anthropogen bedingte, lineare Strukturen im Gelände aufgenommen.

Im Besonderen wurde auf Straßengräben, Entwässerungsräben, Kanäle und dergleichen geachtet. Wesentlich dabei waren lineare Strukturen, die direkt in das Fließgewässer mündeten, wie beispielsweise ein Entwässerungsgraben (siehe Abbildung 8). Dieser leitet bereits im Vorfeld Wasser konzentriert ab und führt so Oberflächenabfluss an potentiellen Gewässerrandstreifen vorbei. Was wiederum zur Folge hat, dass Teilgebiete des Einzugsgebietes ungehindert an Gewässerrandstreifen vorbei entwässern und so Sedimente und Schadstoffe nicht gefiltert und gepuffert werden.



Verlauf des  
Zubringers



**Abbildung 8: Beispiel lineare Struktur: Entwässerungsgraben entlang eines Vorfluters am Russbach**



**Abbildung 9: Detailansicht des Durchlasses im Entwässerungsgraben**



Abbildung 9 stellt den Durchlass im Detail dar, der auf Abbildung 8 zu erkennen ist. Dort wird Wasser nicht etwa aufgestaut, sondern unter betonierten Übergängen durchgeführt. Diese Strukturen wurden anschließend in die Karten eingetragen und auch fotografisch dokumentiert (weitere Beispiele siehe Anhang, Abbildung 25 und Abbildung 26).

#### **4.4 GIS Berechnungen**

Die Analysen und Berechnungen mittels GIS wurden mit der ESRI Software ArcGIS 9.3, sowie mit dem Softwarepaket TauDEM (Terrain Analysis Using Digital Elevation Models; TARBOTON, 2008) durchgeführt.

Ziel der Berechnungen war es, eine Flächenbilanz zwischen geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebieten der Testgebiete zu erstellen.

Unter geschützt versteht man in diesem Fall, durch einen potentiellen Filterstreifen würde das Teileinzugsgebiet gepuffert in den Zubringer entwässern. Ungeschützt meint, dass diese Teileinzugsgebiete bereits im Vorfeld kanalisiert werden (durch Straßengräben, Entwässerungsräben und dergleichen) und so ungeschützt in die Zubringer entwässern.

Die Flächenbilanz wurde auf vier verschiedene Arten berechnet.

Die Teileinzugsgebietsgrößen wurden mit kartierten Strukturen (im Weiteren erweiterte Berechnungsvariante) und ohne kartierte Strukturen (im Weiteren normale Berechnungsvariante) ermittelt. Weiters wurden beide Berechnungsvarianten mit dem D8 und dem D-Infinity Algorithmus berechnet.

Diese vier Varianten wurden jeweils für jedes verfügbare Höhenmodell (DGM 1 m, DGM 10 m und DHM 10 m) durchgeführt, um Hypothese

2<sup>1</sup> zu prüfen.

Für die Berechnung der erweiterten Variante wurden folgende Schritte vorgenommen:

- Digitalisieren linearer Strukturen
- Implementieren in DGM und DHM
- Analysen mittels TauDEM
- Berechnung der Teileinzugsgebiete
- Erstellung der Flächenbilanz

Für die normale Variante fallen die ersten beiden Punkte – Digitalisieren der kartierten Strukturen und Implementieren in DGM bzw. DHM – teilweise weg. Alle weiteren Berechnungsschritte erfolgen wie bei der erweiterten Variante.

Im Folgenden werden diese fünf Punkte detailliert dargestellt.

#### **4.4.1 Digitalisieren linearer Strukturen**

Die im Gelände erhobenen linearen Fließwege wurden in einem ersten Schritt digitalisiert. Als digitale Kartierungsgrundlage diente hier die DKM, digitalisiert wurde im Maßstabsbereich von 1:700 bis 1:1000.

Im Zuge dessen wurde auch das digital vorliegende Gewässernetz auf Genauigkeit kontrolliert. Das aus der DKM und der ÖK 50 vorliegende Gewässernetz wurde zum Teil im Maßstab 1:50 000 abgeleitet und weist dementsprechende Ungenauigkeiten in seiner Lage auf.

Um zu einer entsprechenden Lagegenauigkeit zu kommen, wurde aus dem DGM 1 m ein Hillshade produziert, dieses gibt die Geländeoberflächen optisch sehr gut wieder und bietet eine gute Kartierungsgrundlage. Auf Basis dieses Hillshades wurden anschließend Teile des Gewässernetzes nachträglich digitalisiert.

---

<sup>1</sup> Es besteht ein Zusammenhang zwischen der Rasterweite der Höhenmodelle und der Lage der Fließwege.

#### 4.4.2 Implementieren in DGM und DHM

Die Implementierung der digitalisierten Strukturen in die Höhenmodelle wurde mit der ArcToolbox durchgeführt. Die genauen Befehle dazu stehen jeweils in Klammer.

Die digitalisierten linearen Strukturen, sowohl die kartierten Fließwege, als auch das Gewässernetz, lagen in Vektorformat vor und mussten in die rasterbasierten Höhenmodelle integriert werden.

Dazu wurde in einem ersten Schritt ein Puffer von 2 m beiderseits um die Vektordaten gelegt (Befehl: Analysis Tools – Proximity – Buffer).

Daraus ergaben sich Polygondaten mit einer Breite von 4 m. Diese Breite wurde gewählt, um etwaige Unregelmäßigkeiten in den Höhenmodellen ausgleichen zu können.

Diese Polygondaten wurden im Weiteren in ein Rasterformat gebracht (Befehl: Conversion Tools – To Raster – Polygon to Raster). Für das DGM 10 m und DHM 10 m ergab sich hier ein Zwischenschritt. Da diese beiden Höhenmodelle eine gröbere Auflösung haben, musste ihre Rasterweite vor diesem Schritt umgewandelt werden in 1 m. Das heißt, aus einem Pixel das 10 x 10 m groß war, ergaben sich 100 einzelne Pixel, die aber jeweils die gleiche Höheninformation besitzen. Oder anders gesagt, die Höhenmodelle bleiben trotz dieses Schrittes genauso genau oder ungenau wie das ursprüngliche Höhenmodell.

Ergebnis dieses Schrittes war ein Rasterdatensatz mit den Werten 1 für die Fließwege, der Rest der Fläche war mit NoData Werten versehen. In einem nächsten Schritt wurden die Höhendaten der Höhenmodelle in die Fließwege integriert. Da für diesen Schritt keine NoData Werte in einem Raster vorliegen dürfen, war ein Zwischenschritt notwendig. Die NoData Werte wurden mittels Spatial Analyst in 0 Werte umgewandelt (Befehl: Spatial Analyst Tools – Reclass – Reclassify).

Mit einem Bedingungs-Befehl wurden anschließend die Höhenwerte in die Fließwege integriert (Befehl: Spatial Analyst Tools – Conditional – Con). Als Input Raster diente hier der zuvor neu klassifizierte Rasterdatensatz mit den Werten 1 für Fließgewässer und 0 für die restliche

Fläche. Als Input für den wahren Raster (Input true raster) wurden die einzelnen Höhenmodelle für die jeweilige Variante benutzt. Output dieses Schrittes war das Fließgewässernetz mit den integrierten Höhenwerten.

Um die Fließrichtungen des Oberflächenabflusses nun zwingend in dieses neu digitalisierte Fließgewässernetz zu bringen, wurde dieses eingebrannt. Dieses so genannte „burnen“ der Fließwege ist ein gängiger Schritt in Bezug auf Oberflächenabflussberechnungen (u.a. KENNY 2005).

Dazu wurde mittels Raster Calculator das Fließgewässernetz mit den integrierten Höhenwerten um 5 m tiefer gelegt. Die Tieferlegung um 5 m wurde gewählt, um sicher zu stellen, dass die Fließrichtungen in diesem 4 m breiten Gewässernetz münden.

Um nun ein vollständiges Höhenmodell mit tiefer gelegtem Gewässernetz zu erhalten, wurde nochmals mit dem Konditional-Befehl gearbeitet (Befehl: Spatial Analyst Tools – Conditional – Con). Der Input Raster war wiederum der neu klassifizierte Rasterdatensatz mit den Werten 1 für Fließgewässer und 0 für die restliche Fläche. Als SQL Expression wurde `value = 1` angenommen. Der „true raster“ war hier das tiefer gelegte Gewässernetz, als „false raster“ diente das jeweilige Höhenmodell. Output dieser Berechnung ist ein Höhenmodell mit eingebranntem Gewässernetz, bzw. in der erweiterten Variante mit eingebranntem Gewässernetz und kartierten linearen Strukturen.

Abschließend wurden noch etwaige Senken in den Höhenmodellen gefüllt. Dies ist für die Generierung der Fließrichtungen nötig, damit sich diese nicht in Senken verlieren (Befehl: Spatial Analyst Tools – Hydrology – Fill).

Mit diesen modifizierten Höhenmodellen wurden anschließend alle weiteren Analysen mittels TauDEM durchgeführt.

#### **4.4.3 Analysen mittels TauDEM**

Das Softwarepaket TauDEM (Terrain analysis using Digital Elevation Models) bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten für die verschiedensten Analysen von Geländeoberflächen mittels Höhenmodellen.

Unter anderem können auf Basis von Höhenmodellen Fließrichtungen berechnet werden. Dazu können zwei unterschiedliche Berechnungsalgorithmen verwendet werden, D8 und D-Infinity. Beide Algorithmen werden für derartige Berechnungen häufig herangezogen (vergl. Kapitel 2.1). Um mögliche Fehlerquellen bezüglich der Algorithmen zu erkennen, wurden die Berechnungen sowohl mit D8 als auch mit D-Infinity durchgeführt und miteinander verglichen.

Die genaue Funktionsweise des D8 und D-Infinity Algorithmus kann aus Kapitel 2.1.3 entnommen werden.

In einem ersten Schritt wurden die Fließrichtungen berechnet. Daraus ergibt sich ein so genannter Flow Direction Raster, in dem jeder Zelle eine bestimmte Fließrichtung zugewiesen wird. Dieser Raster dient als Input Datensatz für die weitere Berechnung der Einzugsgebietsfläche. Ergebnis dieser Berechnung ist ein Fließwegenetz, das, je nach Algorithmus, die natürliche Gewässersituation im Wesentlichen wiedergibt. Jede Rasterzelle erhält hier als Wert die Anzahl der Pixel die darin münden. Daher kann berechnet werden, wie groß das Einzugsgebiet über jeder Zelle ist.

#### **4.4.4 Berechnung der Teileinzugsgebiete**

Um zu einer Gegenüberstellung der durch potentielle Filterstreifen geschützten und ungeschützten Einzugsgebiete zu kommen, wurden die Teileinzugsgebietsgrößen ermittelt.

Für die Ermittlung des gesamten Einzugsgebietes der jeweiligen Zubringer in den Testgebieten, wurde das Fließwegenetz aus den Berechnungen mittels TauDEM herangezogen.

Der Wert des Pixels, das vor der Mündung in den Vorfluter lag, wurde dabei von den jeweiligen Fließwegenetzen die mit dem DGM 1 m ermittelt wurden, herangezogen. Das DGM 1 m wurde hier deshalb verwendet, da die Fließwegenetze die damit berechnet wurden, die beste Annäherung an das natürliche Gewässernetz lieferten.

Weiters wurden die Punkte bzw. Pixel ermittelt, wo lineare Strukturen direkt in den Zubringer mündeten. Das Teileinzugsgebiet, das sich über diesen Punkten befindet, wurde als ungeschützt eingestuft, da es bereits im Vorfeld eines Gewässerrandstreifens konzentriert in den Zubringer entwässert.

Diese Teileinzugsgebiete wurden anschließend als Polygone abgegrenzt und bildeten auch die Grundlage für die weiteren Berechnungen des Bodenabtrages und der Flächenbilanz.

#### **4.4.5 Erstellung der Flächenbilanz**

Durch die Ermittlung der Teileinzugsgebiete ergaben sich Flächen, die als ungeschützt gelten, diese wurden vom Gesamteinzugsgebiet der Testgebiete subtrahiert, um zur Größe des geschützten Einzugsgebietes zu kommen. Diese Ergebnisse bildeten die Grundlage für eine flächenhafte und prozentuelle Gegenüberstellung der geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebiete.

Diese Flächenbilanz wurde für alle vier Berechnungsvarianten erstellt - für alle fünf Testgebiete und mit allen drei Höhenmodelle (DGM 1 m, DGM 10 m, DHM 10 m).

### **4.5 Berechnung des Bodenabtrags**

Grundlage für die Berechnung des Bodenabtrags durch Wasser war die Datenbasis des Kartenblattes „8.4 Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser“ aus dem Hydrologischen Atlas (siehe Kapitel 3.1.3).

Weiters wurden dafür die bereits zuvor abgegrenzten Teileinzugsgebiete

te herangezogen, die auf Basis der Datengrundlage DGM 1 m berechnet worden waren.

Die Daten des Bodenabtrags lagen in Form eines Rasterdatensatzes vor, in dem der Bodenabtrag in Tonnen pro Hektar pro Jahr ausgewiesen war.

Dieser Rasterdatensatz wurde zunächst in Punktdaten umgewandelt (Befehl: Conversion Tools – From Raster – Raster to Point). Anschließend wurde diese Punktdaten auf die jeweiligen Teileinzugsgebiete ausgeschnitten (Befehl: Analysis Tools – Extract – Clip).

Daraus ergeben sich nun die Punktdatensätze mit den jeweiligen Bodenabtragswerten für die einzelnen Teileinzugsgebiete. Diese sind in der Attributtabelle einzusehen. Hieraus kann die Summe des Bodenabtrags für die Teilgebiete errechnet werden, sowie weitere statistische Kennwerte (Befehl: Properties – Open Attribute Table – Rechtsklick auf Attributspalte – Statistics).

Der Bodenabtrag für die Teileinzugsgebiete wurde auf geschützte und ungeschützte Einzugsgebiete aufgliedert. Die Ergebnisse wurden in absoluten Werten für die Teileinzugsgebiete und pro Hektar tabellarisch dargestellt.

## 5 Untersuchungsgebiet

Österreichweit wurden drei Fördergebiete in den Bundesländern Oberösterreich, Niederösterreich und der Steiermark, für die Anlage von Gewässerrandstreifen ausgewiesen.

In Oberösterreich umfasst das Fördergebiet Teile des Hausruckviertels, Innviertels und Traunviertels, ein kleiner Teil befindet sich auch im Mühlviertel. In der Steiermark befindet sich das Fördergebiet im südlichen Landesteil.

In Niederösterreich befindet sich das Fördergebiet im südlichen Weinviertel. Die genaue Lage aller Fördergebiete kann aus Abbildung 10 entnommen werden.

Alle Untersuchungen der vorliegenden Arbeit befassen sich ausschließlich mit dem Fördergebiet in Niederösterreich, weshalb auf die Gebiete in der Steiermark und in Oberösterreich hier nicht weiter Bezug genommen wird.

### **Geographische Lagebeschreibung Weinviertel**

Das Weinviertel befindet sich im nordöstlichen Teil Niederösterreichs. Geologisch gehört es dem Wiener Becken an, einem tektonischen Zerungsbecken, das im Grenzbereich zwischen Alpen- und Karpatenkörper eingebrochen ist. Das Wiener Becken wurde im Tertiär, vorwiegend im Miozän, mit Sedimenten verfüllt (FAUPL, 1997).

Bereits im oberen Pliozän, aber vor allem im Pleistozän, wurden mächtige Lössschichten angeweht. Ihr Ursprungsgebiet waren vorwiegend die fast vegetationslosen Schwemmebenen im Einzugsgebiet der Donau. Den oberflächennahen Untergrund des südlichen Weinviertels bilden also mächtige Lösspakete, deren Substrat auch das Ausgangsmaterial für die landwirtschaftlich wertvollen Böden bildet, die man in dieser Gegend vorfindet.



Vor allem Tschernoseme mit mächtigen Humusauflagen herrschen in diesem Gebiet vor. Weiters findet man im südlichen Weinviertel Lockersediment-Braunerden und durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung, auch Kolluvien und Kulturrohböden vor (eBOD, 2009).

Charakteristisch für das Weinviertel ist weiters ein leicht hügeliges Relief. Dies spiegelt sich auch in einer durchschnittlichen Hangneigung von etwa 4° wider.

Klimatisch gesehen, liegt das Weinviertel im Einflussbereich der pannonischen Klimazone. Dieses Klima ist bereits kontinental geprägt und ist durch heiße Sommer und kalte Winter gekennzeichnet.

Abbildung 11 gibt das Fördergebiet im südlichen Weinviertel wider. Die grüne Signatur kennzeichnet die Flussabschnitte, die für die Anlage von Gewässerrandstreifen vorgesehen sind. Die ÖPUL Fördermaßnahme zum Schutz von Oberflächengewässer ist nur für diese ausgewiesenen Flussabschnitte vorgesehen.

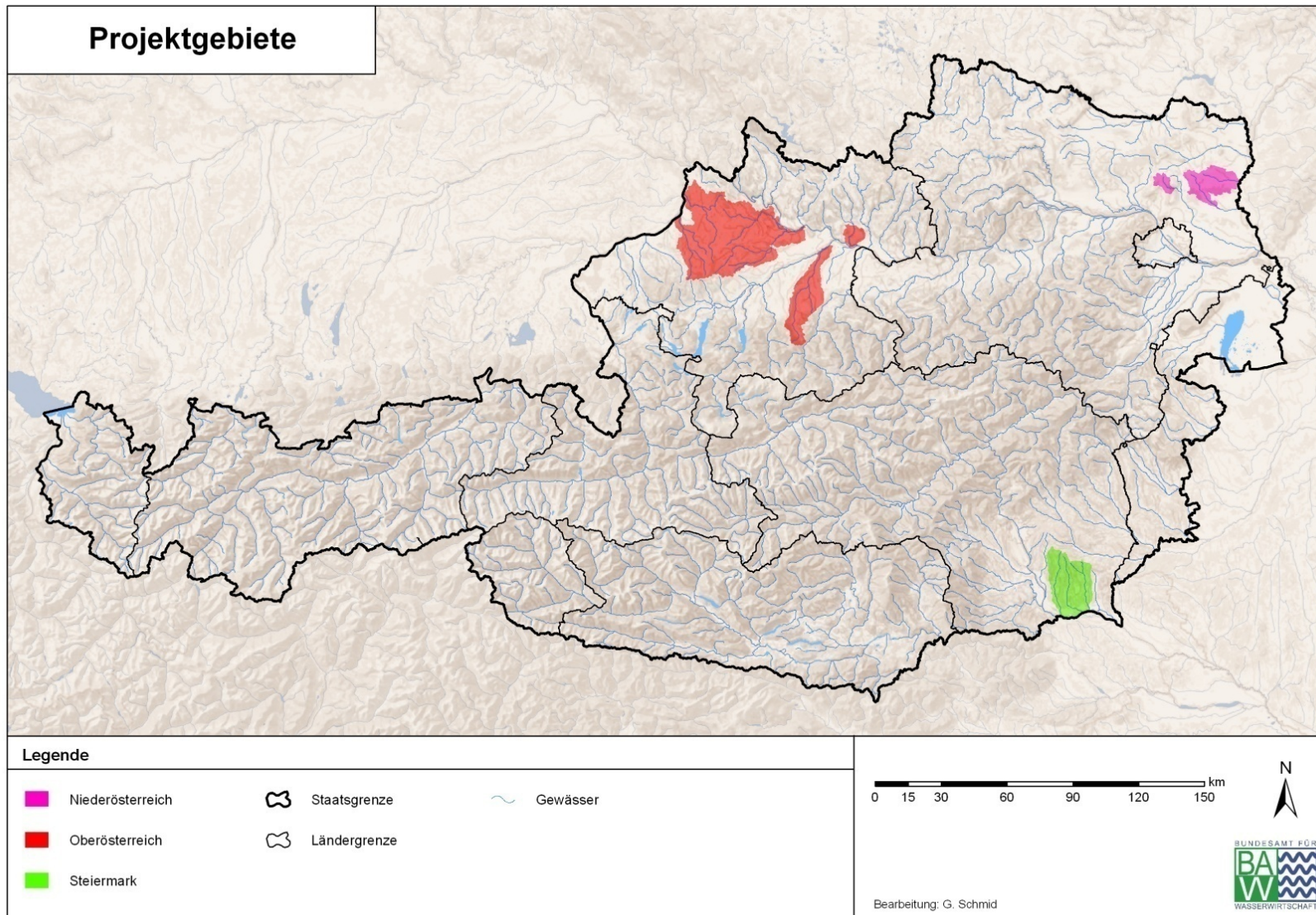


Abbildung 10: Übersicht der Fördergebiete in Österreich (BAW, 2008)



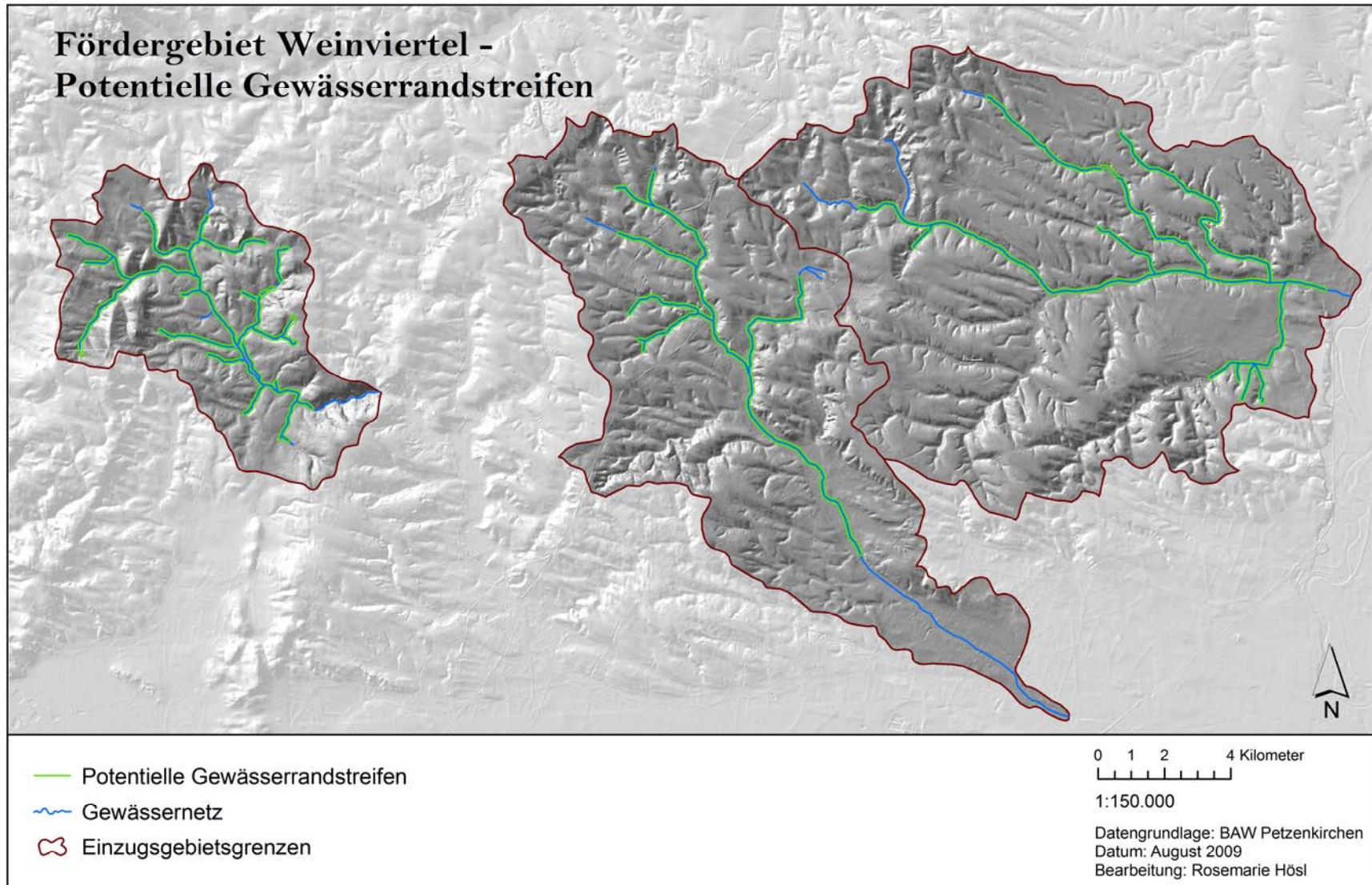


Abbildung 11: Fördergebiet Weinviertel - Lage der potentiellen Gewässerrandstreifen

## 6 Ergebnisse

### 6.1 Testgebietsausweisung

Um Testgebiete ausweisen zu können, die das gesamte Fördergebiet im Weinviertel repräsentativ wiedergeben, wurden zunächst die Kennwerte für das Fördergebiet im südlichen Weinviertel ermittelt. Diese sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

**Tabelle 1: Kennwerte des Fördergebietes im südlichen Weinviertel**

<i>Fördergebiet südliches Weinviertel</i>	
Kennwerte	
<b>Gesamtgröße</b>	360 km <sup>2</sup>
<b>mittlere Hangneigung</b>	4,18°
<b>Geologie<sup>2</sup></b>	Löss, Lösslehm, Schieferige Tonmergel
<b>Boden</b>	Tschernosem, Lockersediment-
	Braunerde, Kolluvium, Kulturrohboden
<b>Nutzung</b>	70 % Landwirtschaftlich genutzt

Für das gesamte Fördergebiet wurde eine mittlere Hangneigung von 4,18° ermittelt, der geologische Untergrund besteht im Wesentlichen aus Löss. Die vorherrschenden Bodentypen sind Tschernoseme, Lockersediment-Braunerden und Kolluvien.

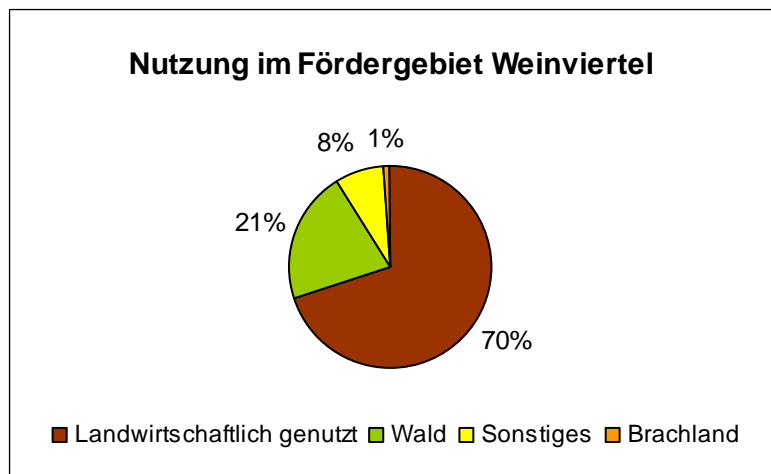
Bei der Auswahl der Testgebiete wurde darauf geachtet, dass diese vier Kriterien von den Testgebieten zufriedenstellend erfüllt werden. Es wurde auch darauf geachtet, dass sie in ihrer Größe variieren.

Da die Anlage von Gewässerrandstreifen ausschließlich in landwirtschaftlich genutzten Gebieten gefördert wird, wurde vorwiegend auf dieses Kriterium geachtet. Im gesamten Fördergebiet werden rund

---

<sup>2</sup> Ausschnitt aus der geologischen Karte Niederösterreichs – siehe Anhang

70 % der Gesamtfläche landwirtschaftlich genutzt (siehe Abbildung 12). Zu diesen 70 % zählen ackerbaulich genutzte Flächen, Weingärten und anderweitig landwirtschaftlich genutzte Parzellen. Unter „Sonstiges“ fallen vorwiegend Straßenanlagen, Gebäude und unbebaute Bauflächen.



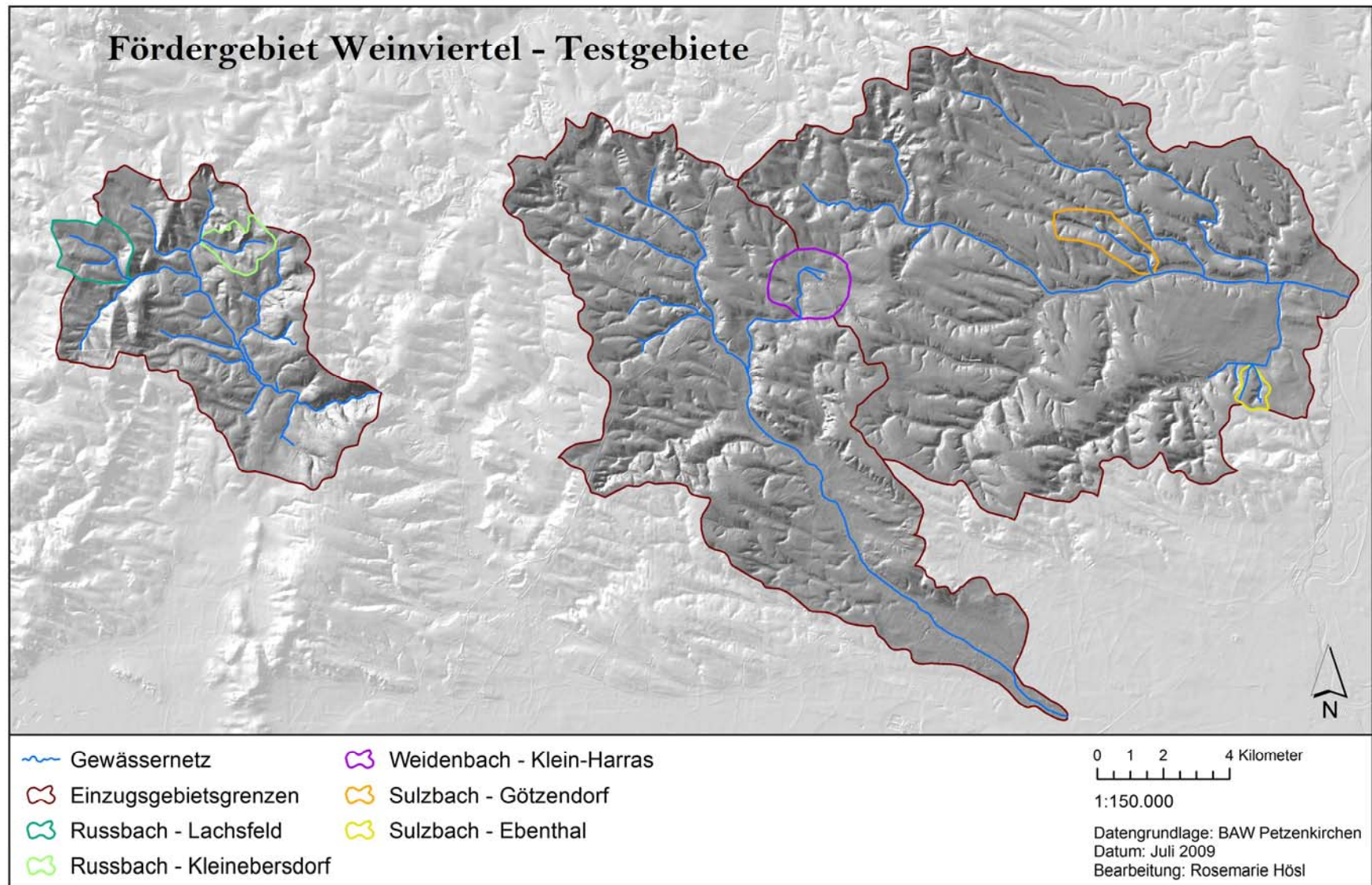
**Abbildung 12: Nutzung im gesamten Fördergebiet Weinviertel, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009**

Insgesamt wurden fünf Testgebiete ausgewählt. Jeweils zwei davon befinden sich in den Flusseinzugsgebieten des Russbachs und des Sulzbachs, eines befindet sich im Einzugsgebiet des Weidenbachs.

Um die Testgebiete des Russbaches und des Sulzbaches zu unterscheiden, wurden jeweils der Flussname und die nächstgelegene Ortschaft als Bezeichnung gewählt. Um die Bezeichnung der Testgebiete einheitlich zu gestalten, wurde auch das Testgebiet des Weidenbachs nach diesem Schema benannt.

Die genaue Lage aller fünf Testgebiete kann aus der Übersichtskarte (Abbildung 13) entnommen werden.





**Abbildung 13: Übersichtskarte der Testgebiete**

## Testgebiet 1 – Russbach-Lachsfeld

Tabelle 2: Kennwerte des Testgebietes Russbach-Lachsfeld

<i>Russbach – Lachsfeld</i>	
Kennwerte	
<b>EZG-Größe</b>	338,38 ha
<b>mittlere Hangneigung</b>	4,48° Neigung
<b>Geologie</b>	Schieferige Tonmergel
<b>Boden</b>	Tschernosem, Lockersediment- Braunerde, Kulturrohboden
<b>Nutzung<sup>3</sup></b>	92 % Landwirtschaftlich genutzt

Das erste Testgebiet befindet sich im westlichsten Teil des gesamten Fördergebietes (siehe Abbildung 13) und umfasst etwa 340 ha.

Russbach-Lachsfeld ist das einzige Testgebiet, das vorwiegend schieferige Tonmergel als geologischen Untergrund aufweist. Die pedologischen Verhältnisse, sowie die Hangneigung decken sich etwa mit denen des gesamten Fördergebietes.

## Testgebiet 2 – Russbach-Kleinebersdorf

Tabelle 3: Kennwerte des Testgebietes Russbach-Kleinebersdorf

<i>Russbach - Kleinebersdorf</i>	
Kennwerte	
<b>EZG-Größe</b>	228,45 ha
<b>mittlere Hangneigung</b>	5,33° Neigung
<b>Geologie</b>	Löss, Lösslehm
<b>Boden</b>	Lockersediment-Braunerde, Tschernosem, Kulturrohboden
<b>Nutzung<sup>3</sup></b>	91 % Landwirtschaftlich genutzt

---

<sup>3</sup> Für eine genaue Aufteilung der Nutzung siehe Anhang, Abbildung 29 bis 33

Auch dieses Testgebiet spiegelt die Gegebenheiten im gesamten Fördergebiet gut wider. Lediglich die Hangneigung weicht etwas von der im gesamten Fördergebiet ab, befindet sich aber noch in der Toleranzgrenze. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche deckt sich in etwa mit dem Testgebiet Russbach-Lachsfeld.

### **Testgebiet 3 – Weidenbach-Klein-Harras**

**Tabelle 4: Kennwerte des Testgebietes Weidenbach-Klein-Harras**

<i>Weidenbach - Klein-Harras</i>	
Kennwerte	
<b>EZG-Größe</b>	421,55 ha
<b>mittlere Hangneigung</b>	3,73° Neigung
<b>Geologie</b>	Löss, Lösslehm
<b>Boden</b>	Tschernosem, Kolluvium, Kulturrohboden
<b>Nutzung<sup>3</sup></b>	80 % Landwirtschaftlich genutzt

Das dritte Testgebiet ist mit rund 420 ha das größte Testgebiet, mit einer Hangneigung von 3,73° liegt es knapp unter dem Mittelwert des gesamten Fördergebietes. Dort werden insgesamt rund 80 % der Fläche landwirtschaftlich genutzt.

### **Testgebiet 4 – Sulzbach-Götzendorf**

**Tabelle 5: Kennwerte des Testgebietes Sulzbach-Götzendorf**

<i>Sulzbach - Götzendorf</i>	
Kennwerte	
<b>EZG-Größe</b>	287,38 ha
<b>mittlere Hangneigung</b>	5,85° Neigung
<b>Geologie</b>	Löss, Lösslehm
<b>Boden</b>	Tschernosem, Kolluvium, Kulturrohboden
<b>Nutzung<sup>3</sup></b>	88 % Landwirtschaftlich genutzt



Dieses Testgebiet umfasst einen Zubringer des Sulzbaches und stellt mit 5,85° mittlerer Hangneigung das steilste Testgebiet dar. Auch hier sind Tschernosem, Kolluvium und Kulturrohboden die vorherrschenden Bodentypen.

## **Testgebiet 5 – Sulzbach-Ebenthal**

**Tabelle 6: Kennwerte des Testgebietes Sulzbach-Ebenthal**

<i>Sulzbach - Ebenthal</i>	
<b>Kennwerte</b>	
<b>EZG-Größe</b>	89 ha
<b>mittlere Hangneigung</b>	4,33° Neigung
<b>Geologie</b>	Löss, Lösslehm
<b>Boden</b>	Tschernosem, Kolluvium, Kulturrohboden
<b>Nutzung<sup>3</sup></b>	92 % Landwirtschaftlich genutzt

Mit 89 ha Einzugsgebietsgröße ist das fünfte Testgebiet das kleinste. Es umfasst zwei kleine Zubringer des Sulzbachs und liegt im östlichen Teil des Fördergebiets.

## 6.2 Analysen mittels TauDEM

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse aus den Berechnungen mit dem Softwarepaket TauDEM tabellarisch dargestellt.

Die Berechnungen wurden für alle fünf Testgebiete mit drei verschiedenen Datensätzen (DGM 1 m, DGM 10 m, DHM 10 m) durchgeführt. Im Folgenden werden die Ergebnisse nach Testgebieten gereiht, präsentiert. Im Anschluss an die Abhandlung jedes Testgebiets folgt eine kurze Diskussion. Eine zusammenfassende Diskussion aller fünf Testgebiete findet sich in Kapitel 7.

### 6.2.1 Russbach – Lachsfeld

Tabelle 7: Flächenverhältnis Russbach-Lachsfeld, Datengrundlage DGM 1 m

Flächenverhältnis - Russbach-Lachsfeld				
Datengrundlage: DGM 1 m				
EZG-Größe: 338,4 ha				
Berechnungsvariante	geschützt		ungeschützt	
	in ha	in %	in ha	in %
D8	338,4	100	0	0
D8 + kart. Fließwege	338,4	100	0	0
D-Infinity	338,4	100	0	0
D-Infinity + kart. Fließwege	338,4	100	0	0

In diesem Testgebiet wurden bei der Geländekartierung keine anthropogen verursachten, linearen Strukturen gefunden. Aufgrund dessen wurde das gesamte Testgebiet Russbach – Lachsfeld als zur Gänze geschützt von potentiellen Gewässerrandstreifen angesehen.

Die Berechnungen mit den Datensätzen DGM 10 m und DHM 10 m lieferten dieselben Ergebnisse, weswegen sie hier auch nicht weiter angeführt werden.

## 6.2.2 Russbach – Kleinebersdorf

**Tabelle 8: Flächenverhältnis Russbach-Kleinebersdorf – Datengrundlage DGM 1 m**

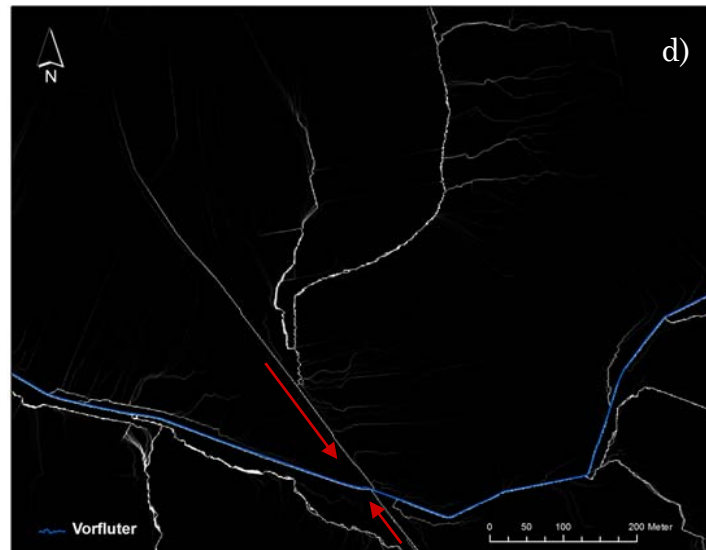
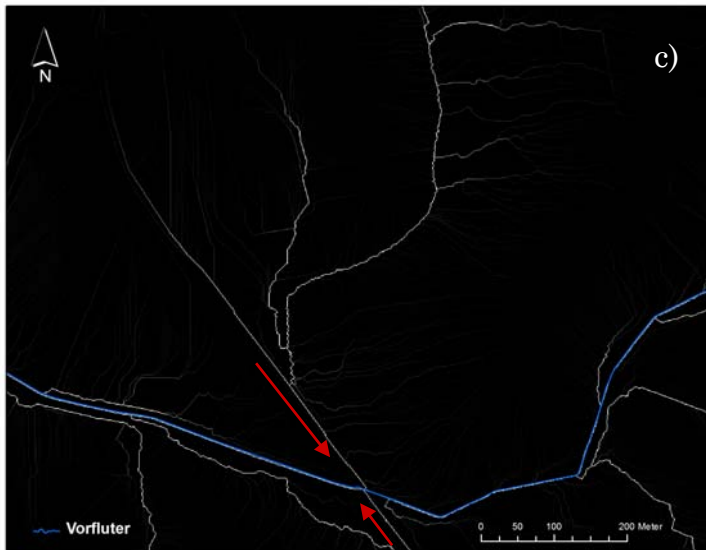
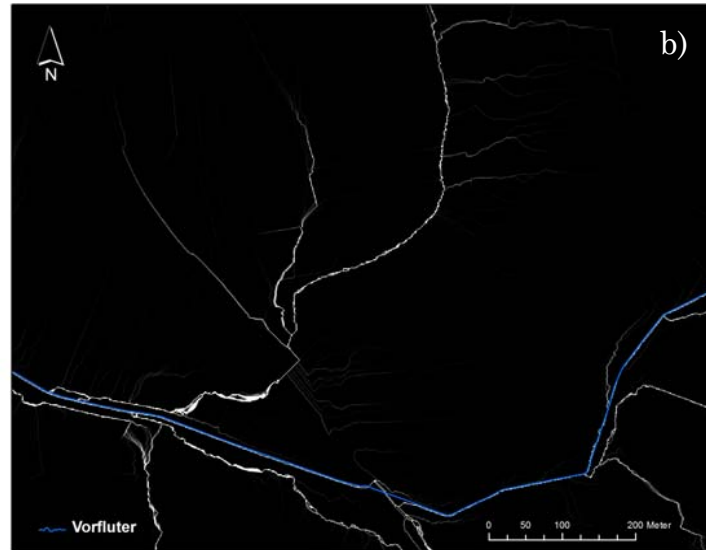
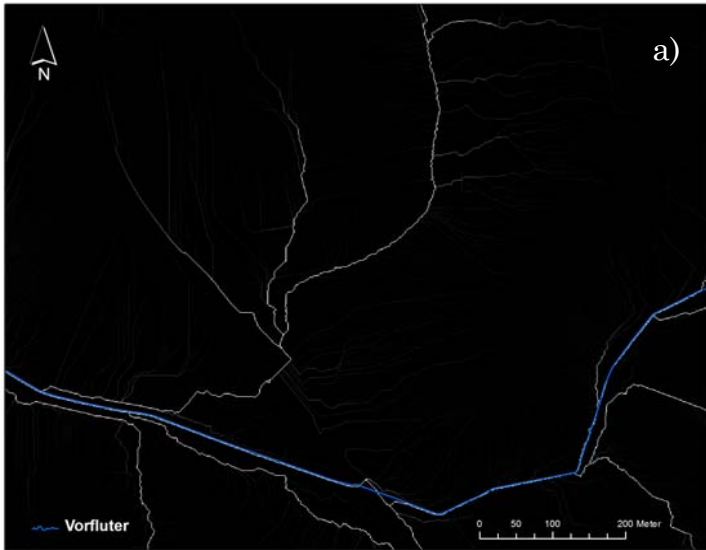
Flächenverhältnis - Russbach-Kleinebersdorf				
Datengrundlage: DGM 1 m				
EZG-Größe in ha: 228,4				
Berechnungsvariante	geschützt		ungeschützt	
	in ha	in %	in ha	in %
D8	186,2	81,5	42,3	18,5
D8 + kart. Fließwege	141,5	61,9	86,9	38,1
D-Infinity	186,1	81,5	42,3	18,5
D-Infinity + kart. Fließwege	142,1	62,2	86,3	37,8

Tabelle 8 stellt die Ergebnisse für das Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf dar, die auf Basis der Datengrundlage DGM 1 m berechnet wurden.

Bei der normalen Berechnungsvariante mittels D8 und D-Infinity Algorithmus lassen sich kaum Unterschiede finden. In beiden Fällen werden etwa 80 % der Einzugsgebietsfläche als geschützt ausgewiesen, 20 % der Fläche werden von Gewässerrandstreifen nach diesen Berechnungen nicht gepuffert.

Betrachtet man die Berechnungen aus der erweiterten Variante (D8 + kartierte Fließwege bzw. D-Infinity + kartierte Fließwege), unterscheiden sich die beiden Algorithmen ebenfalls nicht wesentlich in ihren Ergebnissen. Hier werden rund 60 % der Fläche als geschützt angesehen, etwa 40 % gelten laut dieser Berechnungsvariante als ungeschützt.

Die folgenden Abbildungen 14 bis 16 dienen zur Veranschaulichung der unterschiedlichen Ergebnisse aus den Berechnungsvarianten. Diese werden, anhand eines Beispiels, für das Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf, stellvertretende für alle fünf Testgebiete, im Folgenden dargestellt.



**Abbildung 14:**  
**Fließwege aus DGM**  
**1 m abgeleitet**

**a) D8, normale Berechnungsvariante**

**b) D-Infinity, normale Berechnungsvariante**

**c) D8, erweiterte Berechnungsvariante**

**d) D-Infinity, erweiterte Berechnungsvariante**

Die Abbildungen 14 bis 16 stellen einen vergrößerten Ausschnitt aus dem Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf dar. Die blaue Linie gibt den tatsächlichen Verlauf des Vorfluters wieder, während die weißen Linien die, aus dem jeweiligen Höhenmodell, abgeleiteten Abflusswege wiedergeben.

Rein visuell kann festgestellt werden, dass die beiden Algorithmen sehr ähnliche Ergebnisse liefern, sowohl bei der normalen Berechnungsvariante (a und c) als auch bei der erweiterten Berechnungsvariante (b und d).

Abbildung 14 c und 14 d stellen die Ergebnisse der erweiterten Berechnungsvarianten dar.

Die roten Pfeile geben dabei den Verlauf von Straßengraben wieder, die als lineare Abflusswege im Gelände erhoben wurden und anschließend in das Höhenmodell integriert wurden.

Wie in Abbildung 14 a und 14 b ersichtlich, konnten diese linearen Strukturen mittels normaler Berechnungsvariante nicht erhoben werden. Der modellierte Abfluss mündet in diesen Fällen wesentlich weiter flussabwärts in den Vorfluter.

Der Verlauf des Vorfluters wurde mittels normaler Berechnungsvarianten gut nachgebildet.

In Tabelle 9 werden die Ergebnisse abgebildet, die auf Basis des DGM 10 m errechnet wurden.

Die Berechnungsvarianten D8 und D-Infinity ohne kartierte Fließwege fallen hier exakt gleich aus. Laut diesen Berechnungen ist das gesamte Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf durch potentielle Filterstreifen geschützt.

Vergleicht man nun die beiden erweiterten Berechnungsvarianten, so liefern diese wiederum dieselben Ergebnisse. Rund 64 % der Testgebiete wäre demnach als geschützt anzusehen. Als ungeschützt gelten laut diesen Berechnungen etwa 37 % des Einzugsgebietes.

**Tabelle 9: Flächenverhältnis Russbach-Kleinebersdorf – Datengrundlage  
DGM 10 m**

<b>Flächenverhältnis - Russbach-Kleinebersdorf</b>				
<b>Datengrundlage: DGM 10 m</b>				
EZG-Größe: 228,4 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	228,4	100,0	0,0	0,0
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	145,1	63,5	83,4	36,5
<b>D-Infinity</b>	228,4	100,0	0,0	0,0
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	145,1	63,5	83,4	36,5

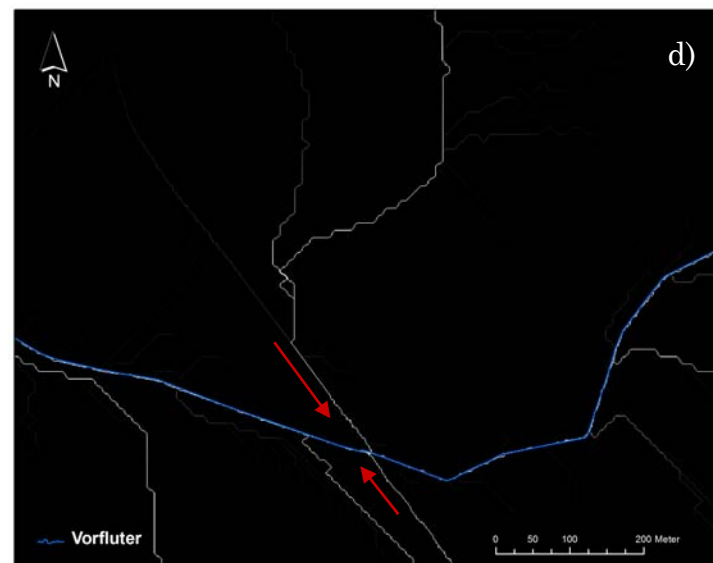
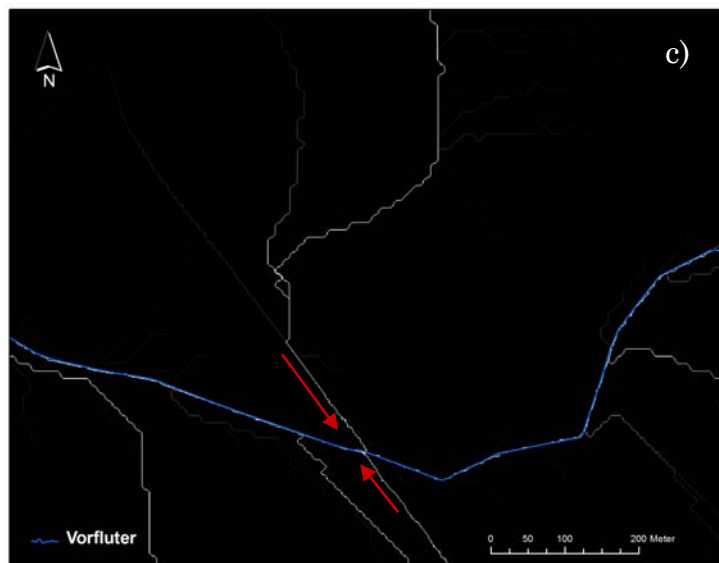
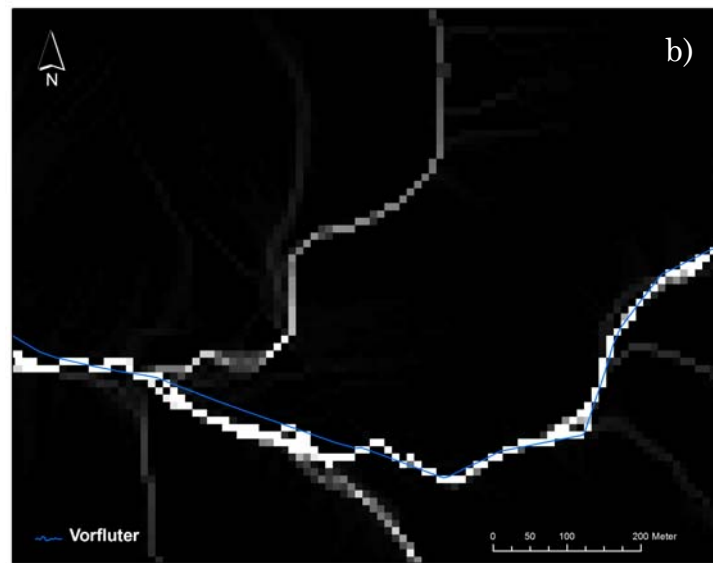
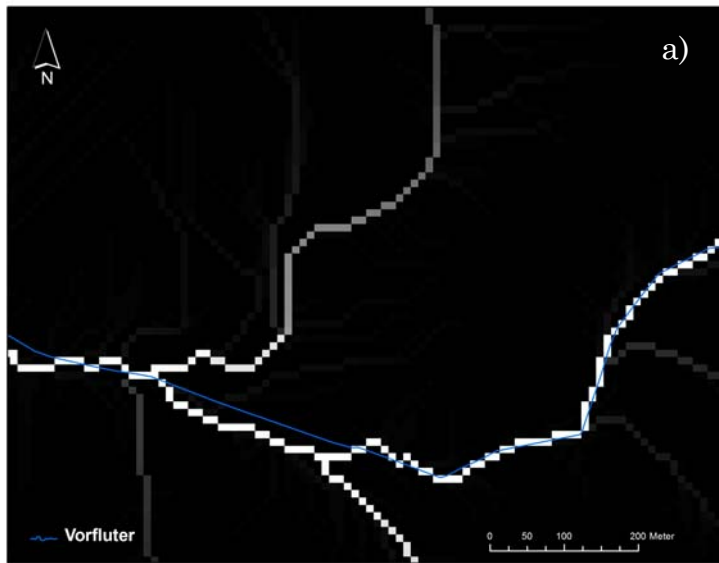
Die Abbildungen 15 a bis 15 d stellen die Ergebnisse aus den vier Berechnungsvarianten, auf Basis des DGM 10 m, dar.

Die roten Pfeile geben wiederum den Verlauf des kartierten Straßengrabens wieder.

Aus Abbildung 15 a und 15 b wird ersichtlich, dass mittels normaler Berechnungsvariante, der lineare Abflussweg des Straßengrabens nicht wiedergegeben werden konnte.

Generell wird der Verlauf des Vorfluters, auf Basis des DGM 10 m, aus den normalen Berechnungsvarianten nicht optimal nachgebildet.

(Die unterschiedliche visuelle Auflösung der normalen und der erweiterten Berechnungsvarianten ergibt sich aus einem Berechnungsschritt, der bei der erweiterten Variante vorgenommen wird. Um die Abflusswege integrieren zu können, wird das Höhenmodell von 10 m auf 1 m umgerechnet. Die Höheninformation bleibt aber in allen Zellen dieselbe. Die gilt im Weiteren auch für die Abbildungen 16 a bis 16 d.)



**Abbildung 15:**  
**Fließwege aus DGM**  
**10 m abgeleitet;**

**a) D8, normale Berechnungsvariante**

**b) D-Infinity, normale Berechnungsvariante**

**c) D8, erweiterte Berechnungsvariante**

**d) D-Infinity, erweiterte Berechnungsvariante**

**Tabelle 10: Flächenverhältnis Russbach-Kleinebersdorf – Datengrundlage DHM 10 m**

<b>Flächenverhältnis - Rußbach-Kleinebersdorf</b>				
<b>Datengrundlage: DHM 10 m</b>				
EZG-Größe: 228,4 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	228,4	100,0	0,0	0,0
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	138,5	60,6	90,0	39,4
<b>D-Infinity</b>	228,4	100,0	0,0	0,0
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	138,5	60,6	90,0	39,4

Tabelle 10 zeigt die Ergebnisse aus den Berechnungen mit dem DHM 10 m als Datenbasis. Diese Berechnungen lieferten ähnliche Ergebnisse wie die eben beschriebenen Ergebnisse aus dem DGM 10 m.

Die Berechnungen ohne kartierte Fließwege ergaben sowohl für den D8 als auch für den D-Infinity Algorithmus dieselben Werte. Laut diesen Analysen ist das gesamte Testgebiet als geschützt anzusehen. Aus den Berechnungen mit integrierten linearen Strukturen ergibt sich etwa ein Verhältnis von 60 zu 40 von geschützter und ungeschützter Fläche.

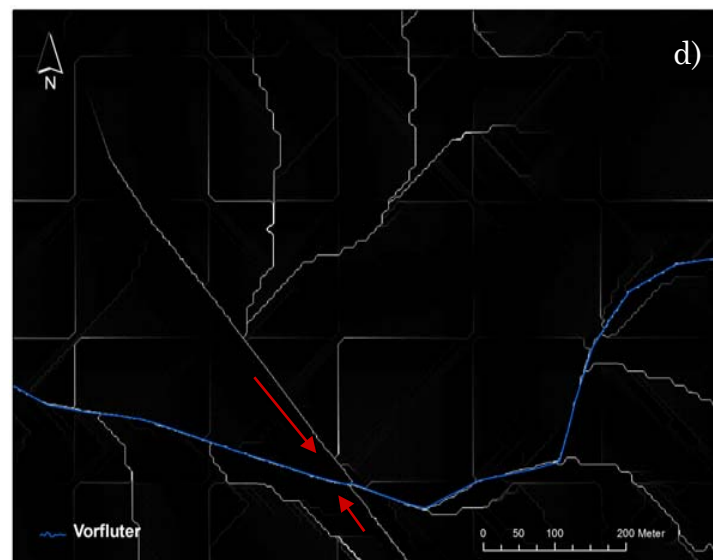
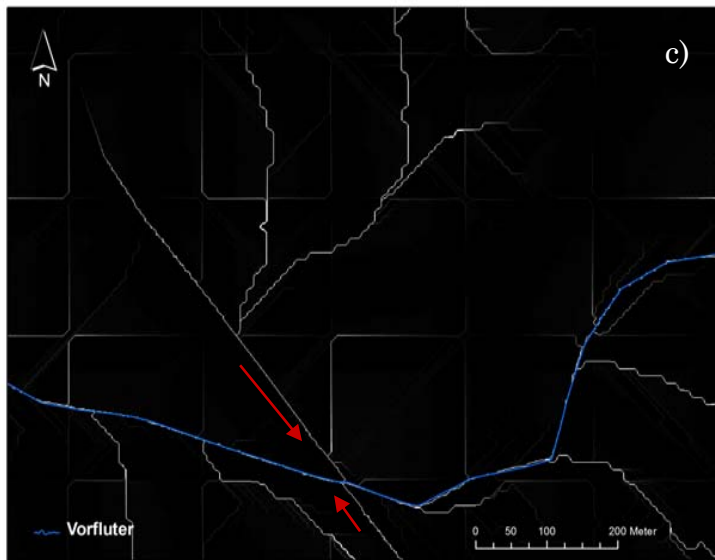
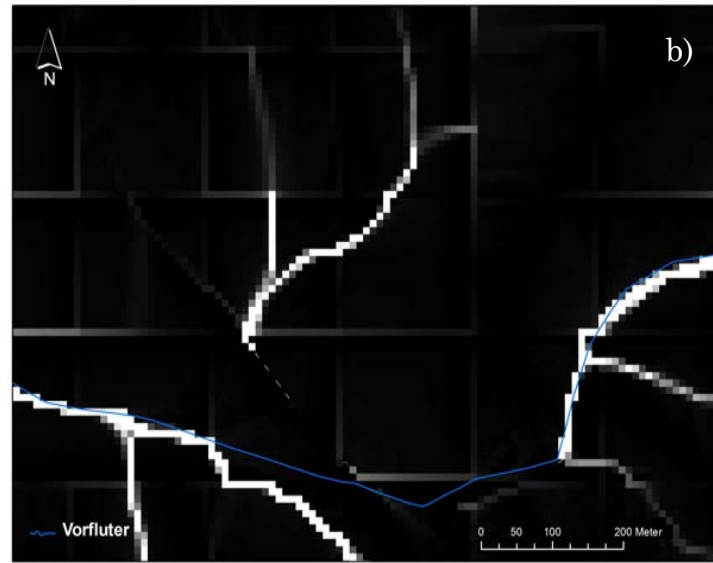
Abbildung 16 a bis 16 d geben die modellierten Abflusswege wieder, die auf Basis des DHM 10 m errechnet wurden.

Die roten Pfeile stellen wiederum den Verlauf des im Gelände erhobenen Straßengrabens dar.

Mittels normaler Berechnungsvariante konnte weder der Verlauf des Vorfluters noch die kartierten linearen Abflusswege wiedergegeben werden.

Vergleicht man Abbildung 16 c und 16 d mit Abbildung 14 c und 14 d, so fällt auf, dass die Abflusswege die aus dem DHM 10 m abgeleitet wurden, quadratische Strukturen wiedergegeben. Dieser Effekt wurde in allen Berechnungen die mit DHM 10 m durchgeführt wurden, bemerkt und wird auf die grobe Auflösung zurückgeführt.





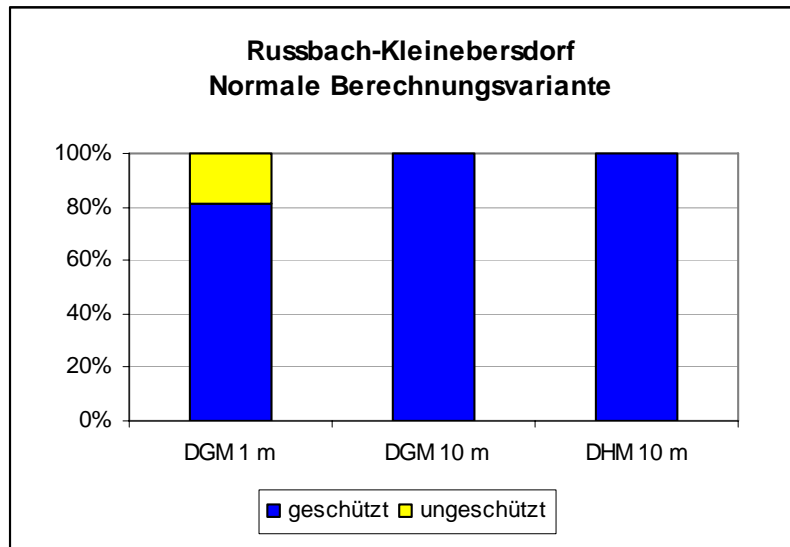
**Abbildung 16: Fließwege aus DHM 10 m abgeleitet**

**a) D8, normale Berechnungsvariante**

**b) D-Infinity, normale Berechnungsvariante**

**c) D8, erweiterte Berechnungsvariante**

**d) D-Infinity, erweiterte Berechnungsvariante**



**Abbildung 17: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante, Russbach-Kleinebersdorf**

In Abbildung 17 werden abschließend noch die drei Höhenmodelle verglichen. Dabei werden die Ergebnisse die mittels normaler Berechnungsvariante, ohne kartierte Fließwege erstellt wurden, dargestellt. Da die beiden Algorithmen ähnliche Werte erzeugten, wurden für diesen Vergleich (auch für die Testgebiete Weidenbach-Klein-Harras und Sulzbach-Ebenthal) nur die Werte des D-Infinity Algorithmus herangezogen.

Lediglich mit dem DGM 1 m als Berechnungsgrundlage konnte hier ungeschützte Fläche ausgewiesen werden.

Laut den Berechnungen mit den anderen beiden Höhenmodellen ist das gesamte Testgebiet als geschützt anzusehen.

Abbildung 18 stellt die Ergebnisse die mittels erweiterter Berechnungsvariante ermittelt wurden dar. Es werden ebenfalls die drei Höhenmodelle im direkten Vergleich dargestellt.

Alle drei Höhenmodelle geben dabei annähernd gleiche Werte wieder.

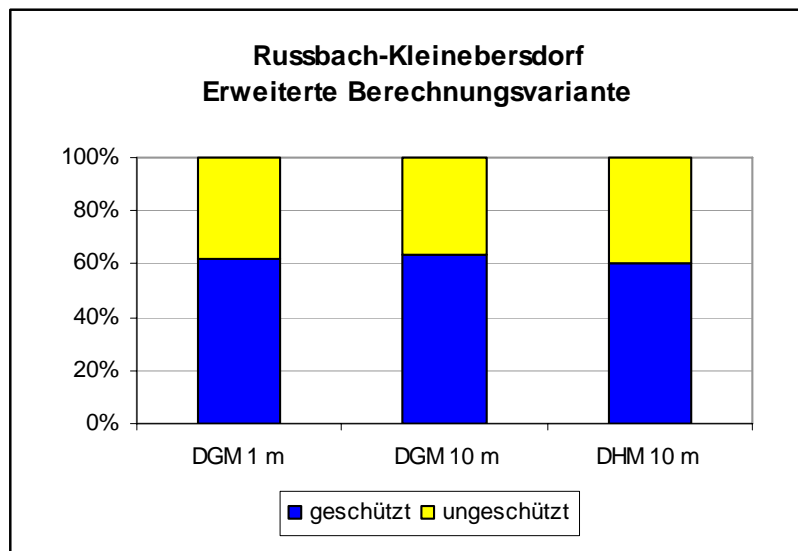


Abbildung 18: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante, Russbach-Kleinebersdorf

## Fazit

Bei der Betrachtung der Berechnungen auf Basis aller drei Datengrundlagen lassen sich auf den ersten Blick zwei Schlüsse ziehen.

Unabhängig von der Berechnungsvariante – mit und ohne integrierte Abflusswege – liefern die beiden verwendeten Algorithmen, D8 und D-Infinity sehr ähnliche Ergebnisse. Die Unterschiede zwischen den beiden Algorithmen sind verschwindend gering. Dies wird auch deutlich aus den Abbildungen 14 bis 16.

Im Gegensatz dazu sind die Unterschiede zwischen der normalen und der erweiterten Berechnungsvariante sehr deutlich. Die Ergebnisse der beiden Varianten weichen etwa 10 bis 40 % von einander ab.

Die Abbildungen 17 und 18 machen ebenfalls deutlich, dass die Berechnungsvariante wesentlich größeren Einfluss auf die Ergebnisse hat, als das zugrunde liegende Höhenmodell.

Abbildung 17 gibt den Einfluss der Auflösung der Höhenmodelle gut wieder. Mittels normaler Berechnungsvariante konnte nur das DGM 1 m die linearen Abflusswege im Einzugsgebiet wiedergeben. Dies wird auf die hohe Auflösung zurück geführt, aufgrund deren die Abflusssituation im Gebiet – auch ohne tatsächliche Fließwege integrieren zu müssen – gut wiedergegeben werden kann.

Betrachtet man Abbildung 14 bis 16 wird ersichtlich, dass die Abflusswege die mittels DGM 1 m ermittelt wurden, den Verlauf des Vorfluters am besten wiedergeben. Daraus wird abgeleitet, dass dieses Höhenmodell der Realität am ehesten entspricht. Am schlechtesten gibt das DHM 10 m den Verlauf des Vorfluters wieder. Bei den Berechnungen mit diesem Höhenmodell ergeben sich quadratische Strukturen, unabhängig von der verwendeten Berechnungsvariante, dies wird auf die grobe Auflösung zurückgeführt.

### 6.2.3 Weidenbach – Klein-Harras

**Tabelle 11: Flächenverhältnis Weidenbach – Klein-Harras – Datengrundlage DGM 1 m**

<b>Flächenverhältnis - Weidenbach-Klein-Harras</b>				
<b>Datengrundlage: DGM 1 m</b>				
EZG-Größe: 421,6				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	421,6	100,0	0,0	0,0
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	379,9	90,1	41,6	9,9
<b>D-Infinity</b>	421,6	100,0	0,0	0,0
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	383,6	91,0	38,0	9,0

Tabelle 11 gibt die Berechnung für das Testgebiet Weidenbach – Klein-Harras auf Basis der Datengrundlage DGM 1 m wider.

Laut den Berechnungen mittels D8 und D-Infinity ist das gesamte Testgebiet durch Filterstreifen geschützt. Die beiden Berechnungsvarianten mit den integrierten kartierten Fließwegen liefern wiederum andere Ergebnisse. Rund 90 % der Fläche werden als geschützt angesehen. Das ungeschützte Teileinzugsgebiet entspricht, absolut gesehen, etwa 40 ha.

**Tabelle 12:Flächenverhältnis Weidenbach - Klein-Harras -  
Datengrundlage DGM 10 m**

<b>Flächenverhältnis - Weidenbach-Klein-Harras</b>				
<b>Datengrundlage: DGM 10 m</b>				
EZG-Größe: 421,6 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	421,2	99,9	0,4	0,1
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	416,3	98,8	5,2	1,2
<b>D-Infinity</b>	417,8	99,1	3,7	0,9
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	416,3	98,8	5,2	1,2

Unterschiedliche Ergebnisse liefern die Berechnungen mit DGM 10 m als Datenbasis. Unabhängig von der Berechnungsvariante wird annähernd das gesamte Testgebiet Weidenbach – Klein-Harras als geschützt angesehen. Maximal 1,2 % oder 5,2 ha des Testgebietes werden als ungeschützt eingestuft.

Tabelle 13 stellt die Ergebnisse auf Basis der dritten zur Verfügung stehenden Datengrundlage, DHM 10 m, dar.

Die Berechnungsvarianten ohne kartierte Fließwege (D8 und D-Infinity) liefern sehr ähnliche Ergebnisse, laut diesen Berechnungen sind annähernd 100 % des Testgebietes durch potentielle Filterstreifen geschützt.

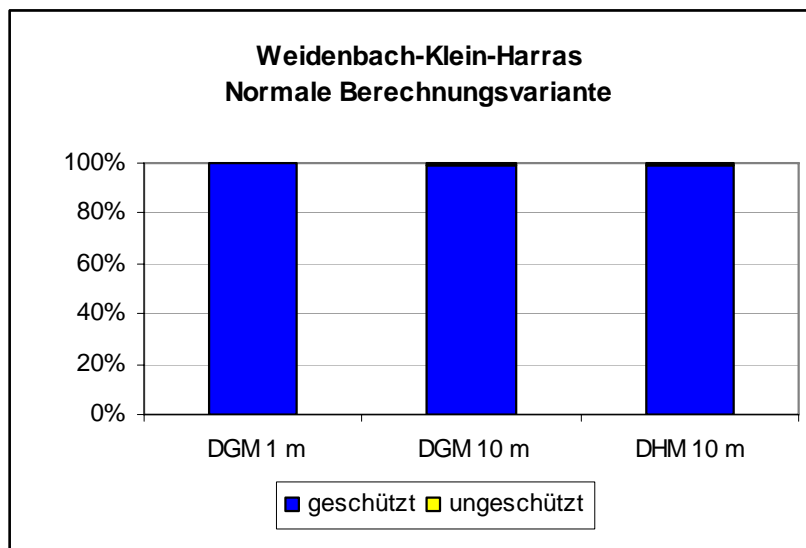
Die beiden erweiterten Berechnungsvarianten liefern exakt dieselben Ergebnisse. Anhand dieser Berechnungen sind 89 % des Testgebietes Weidenbach–Klein-Harras als geschützt anzusehen und 11 % als ungeschützt.

**Tabelle 13:Flächenverhältnis Weidenbach - Klein-Harras - Datengrundlage DHM 10 m**

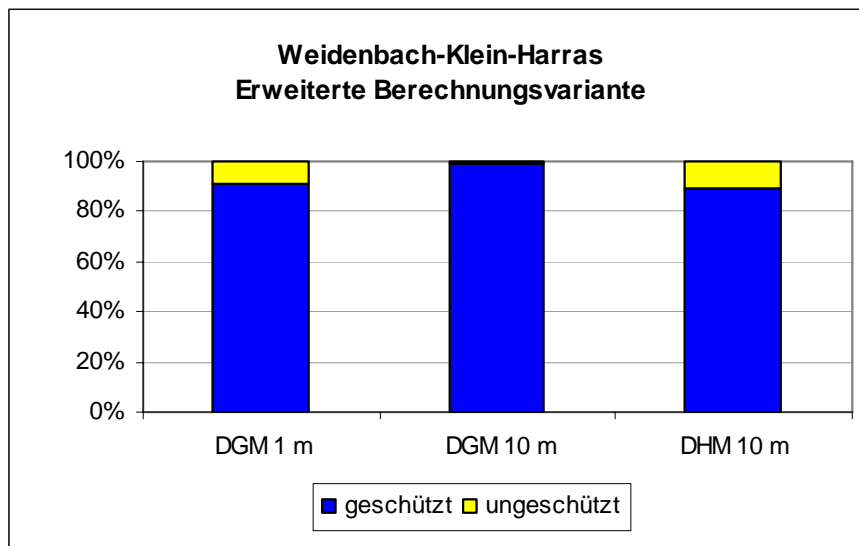
<b>Testgebiet Weidenbach – Flächenverhältnis</b>				
<b>Datengrundlage: DHM 10 m</b>				
EZG-Größe: 421,6 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	421,1	99,9	0,4	0,1
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	375,2	89,0	46,4	11,0
<b>D-Infinity</b>	419,0	99,4	2,5	0,6
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	375,2	89,0	46,4	11,0

Abbildung 19 stellt den Vergleich der drei verwendeten Höhenmodelle mittels normaler Berechnungsvariante dar. Alle drei Höhenmodelle liefern ähnliche Werte. In allen drei Fällen wird fast das gesamte Testgebiet als geschützt angesehen. DGM 10 m und DHM 10 m weisen knapp 1 % der Fläche als ungeschützt aus.

In Abbildung 20 wird derselbe Vergleich mit der erweiterten Berechnungsvariante dargestellt.



**Abbildung 19:Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante, Weidenbach-Klein-Harras**



**Abbildung 20: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante, Weidenbach-Klein-Harras**

Das DGM 1 m weist 9 % der Fläche als ungeschützt aus, bemerkenswert ist, dass das DGM 10 m lediglich 1,2 % des Einzugsgebiets als ungeschützt ausweist. Bei den Ergebnissen aus dem DHM 10 m wiederum, werden 11 % der Fläche als ungeschützt angesehen.

### **Fazit**

Zusammenfassend kann ebenfalls gesagt werden, dass sich die Ergebnisse der beiden verwendeten Algorithmen kaum unterscheiden. Sie liefern auch in diesem Testgebiet annähernd die gleichen Werte.

Weiters ist zu bemerken, dass die Berechnungen auf Basis der Datengrundlagen DGM 1 m und DHM 10 m sehr ähnlich ausfielen. In beiden Fällen steht das Verhältnis zwischen geschütztem und ungeschütztem Einzugsgebiet etwa 90 zu 10. Dies würde eine ungeschützte Fläche von etwa 40 bis 45 ha bedeuten.

#### **6.2.4 Sulzbach - Götzenndorf**

Im Anschluss werden die Ergebnisse der beiden Testgebiete im Flusseinzugsgebiet des Sulzbachs präsentiert.

Im Testgebiet Sulzbach-Götzenndorf wurden, wie im Testgebiet Russ-

bach-Lachsfeld, keine linearen Strukturen im Gelände gefunden. Deshalb wird das gesamte Testgebiet als geschützt durch potentielle Gewässerrandstreifen angesehen.

Aufgrund dessen wurde nur Tabelle 14 mit den Ergebnissen für die Berechnungen, die auf Basis von DGM 1 m ermittelt wurden, dargestellt.

**Tabelle 14: Flächenverhältnis Sulzbach-Götzendorf – Datengrundlage DGM 1 m**

<b>Flächenverhältnis - Sulzbach-Götzendorf</b>				
<b>Datengrundlage: DGM 1 m</b>				
EZG-Größe: 287,4				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
D8	287,4	100	0	0
D8 + kart. Fließwege	287,4	100	0	0
D-Infinity	287,4	100	0	0
D-Infinity + kart. Fließwege	287,4	100	0	0

## 6.2.5 Sulzbach – Ebenthal

**Tabelle 15: Flächenverhältnis Sulzbach-Ebenthal - Datengrundlage DGM 1 m**

<b>Flächenverhältnis - Sulzbach-Ebenthal</b>				
<b>Datengrundlage: DGM 1 m</b>				
EZG-Größe: 89 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
D8	83,6	93,9	5,4	6,1
D8 + kart. Fließwege	74,8	84,1	14,2	15,9
D-Infinity	82,6	92,8	6,4	7,2
D-Infinity + kart. Fließwege	62,9	70,7	26,1	29,3



Das Testgebiet Sulzbach-Ebenthal ist mit 89 ha Einzugsgebiet das kleinste Testgebiet und umfasst zwei kleinere Zubringer.

Laut der Berechnungsvariante D8 ohne kartierte Fließwege sind rund 94 % der Fläche durch potentielle Filterstreifen geschützt.

Der D-Infinity Algorithmus liefert ganz ähnliche Ergebnisse, rund 93 % der Fläche sind durch Gewässerrandstreifen geschützt.

Betrachtet man die erweiterten Berechnungsvarianten mit integrierten Fließwegen, fallen die Ergebnisse unterschiedlicher aus.

Laut den Berechnungen mittels D8 Algorithmus mit linearen Strukturen sind rund 84 % des Testeinzugsgebietes als geschützt anzusehen.

Die restlichen 16 % oder rund 14 ha sind demnach ungeschützt und entwässern direkt in das Fließgewässer. Der D-Infinity Algorithmus mit kartierten Fließwegen liefert ein Verhältnis von geschützter zu ungeschützter Fläche von etwa 70 zu 30.

**Tabelle 16: Flächenverhältnis Sulzbach-Ebenthal - Datengrundlage**

**DGM 10 m**

<b>Flächenverhältnis - Sulzbach-Ebenthal</b>				
<b>Datengrundlage: DGM 10 m</b>				
EZG-Größe: 89 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>Ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	88,9	99,9	0,1	0,1
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	77,8	87,4	11,2	12,6
<b>D-Infinity</b>	88,3	99,2	0,7	0,8
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	77,8	87,4	11,2	12,6

Tabelle 16 gibt die Ergebnisse aufgrund der Datenbasis DGM 10 m wieder.

D8 und D-Infinity liefern wieder sehr ähnliche Ergebnisse, laut diesen Berechnungen sind annähernd 100 % des Testgebiets Sulzbach-Ebenthal als geschützt anzusehen.

Die erweiterten Berechnungsvarianten weichen davon ab, bringen aber wiederum ähnliche Ergebnisse. Rund 87 % des Testeinzugsgebietes

entwässern laut diesen Berechnungsvarianten geschützt durch potentielle Gewässerrandstreifen. Etwa 13 % oder 11 ha entwässern demnach ungeschützt.

**Tabelle 17: Flächenverhältnis Sulzbach-Ebenthal - Datengrundlage DHM 10 m**

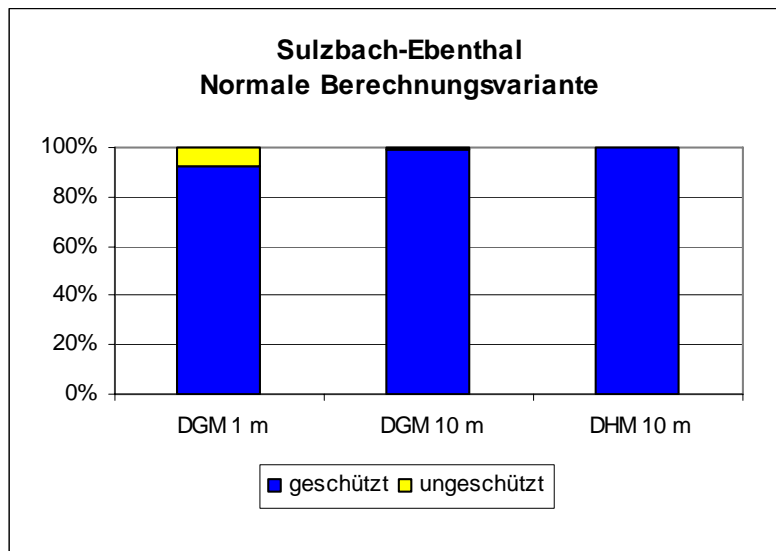
<b>Flächenverhältnis - Sulzbach-Ebenthal</b>				
<b>Datengrundlage: DHM 10 m</b>				
EZG-Größe: 89 ha				
<b>Berechnungsvariante</b>	<b>geschützt</b>		<b>ungeschützt</b>	
	<b>in ha</b>	<b>in %</b>	<b>in ha</b>	<b>in %</b>
<b>D8</b>	89,0	100,0	0,0	0,0
<b>D8 + kart. Fließwege</b>	77,8	87,5	11,2	12,5
<b>D-Infinity</b>	88,6	99,6	0,4	0,4
<b>D-Infinity + kart. Fließwege</b>	77,8	87,5	11,2	12,5

In Tabelle 17 werden die Ergebnisse der Berechnungsvarianten auf Basis der Datengrundlage DHM 10 m dargestellt.

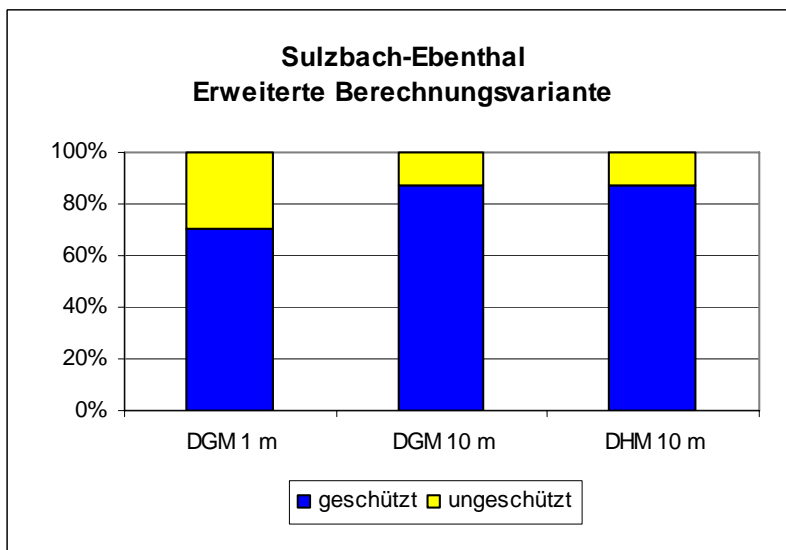
Betrachtet man diese Tabelle, so liefern die normalen Berechnungsvarianten (D8 und D-Infinity) und die erweiterten Varianten (D8 + kartierte Fließwege und D-Infinity + kartierte Fließwege) untereinander sehr ähnliche Ergebnisse.

Die Berechnungsergebnisse, sowohl von D8 als auch von D-Infinity, lassen darauf schließen, dass fast 100 % des Testgebietes geschützt in den Vorfluter entwässern. Den Ergebnisse beider Algorithmen, inklusive kartierten Fließwegen, zufolge, sind 12,5 % des Einzugsgebietes von Sulzbach-Ebenthal als ungeschützt anzusehen.

Abbildung 21 stellt wiederum den Vergleich der drei verwendeten Höhenmodelle dar. Betrachtet man die Ergebnisse die mittels normaler Berechnungsvariante erstellt wurden, so wurde lediglich mit dem DGM 1 m ein ungeschütztes Teileinzugsgebiet ausgewiesen (rund 7 %). Die beiden anderen Höhenmodelle weisen ungeschützte Flächen von unter einem Prozent aus.



**Abbildung 21: Vergleich der Höhenmodelle mit normaler Berechnungsvariante, Sulzbach-Ebenthal**



**Abbildung 22: Vergleich der Höhenmodelle mit erweiterter Berechnungsvariante, Sulzbach-Ebenthal**

In Abbildung 22 wird der Vergleich der Höhenmodelle mit kartierten Fließwegen dargestellt. Die Ergebnisse von DGM 10 m und DHM 10 m fallen sehr ähnlich aus, beide Datengrundlagen weisen etwa 13 % des Einzugsgebiets als ungeschützt aus. Mittels DGM 1 m werden rund 30 % des Testgebiets als ungeschützt durch Gewässerrandstreifen angesehen.

## Fazit

Die beiden Algorithmen liefern wiederum ähnliche Ergebnisse. Lediglich mit der Datengrundlage DGM 1 m unterscheiden sich die Werte von einander. Während die Berechnungen mittels D8 und kartierten Fließwegen etwa 84 % der Testgebietsfläche als geschützt ausweisen, sind es mittels D-Infinity und kartierten Fließwegen nur rund 71 % der Fläche.

Weiters ist zu bemerken, dass unabhängig von der Datengrundlage, die Berechnungen mit integrierten Fließwegen mehr ungeschützte Flächen ausweisen, als die normale Berechnungsvariante.

Auch in diesem Fall hat also die Berechnungsvariante wesentlich größeren Einfluss auf die Ergebnisse als die verwendeten Höhenmodelle.

## 6.3 Verschneidung mit Bodenabtragswerten

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse aus den Berechnungen der Bodenabtragswerte für die einzelnen Teileinzugsgebiete angeführt. Die Ergebnisse werden wiederum einzeln für die fünf Testgebiete dargestellt und kurz diskutiert. Eine zusammenfassende Diskussion findet sich in Kapitel 7.

### 6.3.1 Bodenabtrag Russbach-Lachsfeld

Tabelle 18: Bodenabtragswerte für Russbach-Lachsfeld

Bodenabtrag Russbach-Lachsfeld			
	EZG-Größe in ha	Erosion t/y	Erosion t/ha/y
gesamt	338,4	924	2,7
geschützt	338,4	924	2,7
ungeschützt	0,0	0	0

In diesem Testgebiet wurden keine linearen Fließwege im Gelände kartiert, folglich gibt es auch keine Ausweisung von ungeschützten Teileinzugsgebieten für Russbach-Lachsfeld (siehe Kapitel 6.2.1). In Tabelle 18 können die Bodenabtragswerte für das gesamte Einzugsgebiet Russbach-Lachsfeld entnommen werden. Durchschnittlich kommt es zu 2,7 Tonnen Bodenabtrag pro Hektar pro Jahr. Der Vorfluter in diesem Testgebiet ist laut den in Kapitel 6.2.1 erläuterten Berechnungen zur Gänze durch potentielle Gewässerrandstreifen geschützt.

### Fazit

Die Anlage von Filterstreifen ist als sehr effektiv einzuschätzen, da es keinerlei lineare Fließwege gibt, die den Abfluss, inklusive Sedimente und Schadstoffe, ungeschützt in den Vorfluter leiten. Im Vergleich mit den restlichen vier Testgebieten, liegt Russbach-Lachsfeld mit 2,7 Tonnen durchschnittlichen Bodenabtrag/ha/y, im Mittelfeld.

### 6.3.2 Bodenabtrag Russbach-Kleinebersdorf

**Tabelle 19: Bodenabtragswerte für Russbach-Kleinebersdorf**

<b>Bodenabtrag Russbach-Kleinebersdorf</b>			
	<b>EZG-Größe in ha</b>	<b>Erosion t/y</b>	<b>Erosion t/ha/y</b>
<b>gesamt</b>	228,4	724	3,2
<b>geschützt</b>	142,1	321	2,8
<b>ungeschützt</b>	86,3	403	3,7

Für das Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf wurden geschützte und ungeschützte Teileinzugsgebiete ausgewiesen (siehe Kapitel 6.2.2). Die Bodenabtragswerte für diese Teileinzugsgebiete können aus Tabelle 19 entnommen werden.

Das durch potentielle Filterstreifen geschützte Teileinzugsgebiet weist

Erosionswerte von durchschnittlich 2,8 t/ha/y auf. Das als ungeschützt eingestufte Teileinzugsgebiet weist laut Berechnungen einen durchschnittlichen Abtrag von 3,7 t/ha/y auf.

### Fazit

Hier ist zu bemerken, dass das geschützte Teileinzugsgebiet mit etwa 142 ha wesentlich größer ist, als das als ungeschützt geltende Gebiet mit rund 86 ha. Trotzdem ist im ungeschützten Teileinzugsgebiet von Russbach-Kleinebersdorf der durchschnittliche Bodenabtrag mit 3,7 t/ha/y um fast eine Tonne höher, als im wesentlich größeren, geschützten Teileinzugsgebiet.

Das heißt, dass hier etwa 60 % des Testgebietes durch Filterstreifen geschützt sind, die meiste Bodenerosion hier aber auf den rund 40 % ungeschützter Fläche passiert.

Betrachtet man das gesamte Einzugsgebiet des Testgebietes Russbach-Kleinebersdorf, so liegt es, im Vergleich mit den restlichen vier Testgebieten, mit rund 3,2 t/ha/y im Mittelfeld.

### 6.3.3 Bodenabtrag Weidenbach–Klein-Harras

**Tabelle 20: Bodenabtragswerte für Weidenbach–Klein-Harras**

Bodenabtrag Weidenbach-Klein-Harras			
	EZG-Größe in ha	Erosion t/y	Erosion t/ha/y
gesamt	421,6	763	1,8
geschützt	383,6	694	1,8
ungeschützt	38,0	69	1,8

Tabelle 20 zeigt die durchschnittlichen Bodenabtragswerte für das größte der fünf Testgebiete, Weidenbach–Klein-Harras.

Das als geschützt ausgewiesene Teileinzugsgebiet (siehe Kapitel 6.2.3) weist einen durchschnittlichen Bodenabtrag von etwa 1,8 t/ha/y auf.

Dies entspricht auch den Erosionswerten für das gesamte Testgebiet Weidenbach–Klein-Harras.

Das durch Filterstreifen nicht geschützte Teileinzugsgebiet, das etwa 38 ha umfasst, hat aufgrund dieser Berechnungen einen annähernd gleichen Bodenabtrag, mit 1,8 t/ha/y, aufzuweisen.

### **Fazit**

Die Bodenerosionswerte, sowohl für die Teileinzugsgebiete, als auch für das Testgebiet gesamt, verhalten sich gleich. Sie weisen mit etwa 1,8 t/ha/y dieselben Werte auf.

Im Vergleich mit den anderen vier Testgebieten weist Weidenbach–Klein-Harras die niedrigsten Erosionswerte auf.

### **6.3.4 Bodenabtrag Sulzbach-Götzendorf**

**Tabelle 21: Bodenabtragswerte für Sulzbach-Götzendorf**

<b>Bodenabtrag Sulzbach-Götzendorf</b>			
	<b>EZG-Größe in ha</b>	<b>Erosion t/y</b>	<b>Erosion t/ha/y</b>
<b>gesamt</b>	287,4	105	3,7
<b>geschützt</b>	287,4	105	3,7
<b>ungeschützt</b>	0,0	0	0

Für das Testgebiet Sulzbach-Götzendorf liegen, wie für das Testgebiet Russbach-Lachsfeld, keine kartierten Fließwege vor. Daraus ergibt sich, dass kein, als ungeschützt ausgewiesenes Teileinzugsgebiet, vorliegt. Somit wird das gesamte 287,4 ha große Einzugsgebiet als geschützt angesehen.

Es ergibt sich ein durchschnittlicher Bodenabtrag von 3,7 t/ha/y.

## Fazit

Das Testgebiet Sulzbach-Götzendorf wird durch potentielle Gewässer-randstreifen effektiv geschützt, da es keine linearen Fließwege gibt, die Oberflächenabfluss bereits im Vorfeld konzentriert in das Gewässer leiten.

Verglichen mit den übrigen Testgebieten, liegen mit 3,7 t/ha/y, etwas überdurchschnittliche Erosionswerte vor.

### 6.3.5 Bodenabtrag Sulzbach-Ebenthal

Tabelle 22: Bodenabtragswerte für Sulzbach-Ebenthal

Bodenabtrag Sulzbach-Ebenthal			
	EGZ-Größe in ha	Erosion t/y	Erosion t/ha/y
gesamt	89,0	305	3,4
geschützt	62,9	253	4,0
ungeschützt	26,1	52	2,0

Sulzbach-Ebenthal ist mit 89 ha das kleinste der fünf Testgebiete. In Tabelle 22 werden alle relevanten Bodenabtragswerte für das Gebiet dargestellt.

Für die rund 63 ha, die als geschützt ausgewiesen wurden (siehe Kapitel 6.2.5), ergibt sich ein durchschnittlicher Bodenabtrag von 4,0 t/ha/y. Die etwa 30 % des Testgebietes, die als ungeschützt angesehen werden, weisen Erosionswerte von etwa 2,0 t/ha/y auf.

## Fazit

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich die zwei Teileinzugsgebiete sehr unterschiedlich in Bezug auf ihre Erosionswerte verhalten.

Im als geschützt ausgewiesenen Teileinzugsgebiet wurden 4,0 t/ha/y Bodenabtrag berechnet, was die höchsten Abtragswerte aller fünf



Testgebiete darstellt. Für das durch Filterstreifen nicht abgedeckte Teileinzugsgebiet wurden 2,0 t/ha/y Bodenabtrag berechnet.

Im geschützten Teileinzugsgebiet findet, laut den verwendeten Datengrundlagen, also doppelt soviel Bodenabtrag statt, als im ungeschützten Gebiet, was grundsätzlich als positiv anzusehen ist.

## 7 Diskussion

Im folgenden Kapitel sollen die wesentlichen Ergebnisse diskutiert und in Bezug zueinander gebracht werden. Der Schwerpunkt ist dabei im Bezug zu den in Kapitel 1.2 erstellten Hypothesen zu sehen.

### 7.1 D8 und D-Infinity Algorithmus

Ein Ziel dieser Arbeit war es, Flächenverhältnisse für jedes der fünf Testgebiete zu erstellen, bei dem durch potentielle Filterstreifen geschützt entwässernde Teileinzugsgebiete, ungeschützten Teileinzugsgebieten, die bereits im Vorfeld konzentriert in den Vorfluter entwässern, gegenüber gestellt werden.

Um dieses Flächenverhältnis erstellen zu können, wurde der oberflächliche Abfluss mit vier verschiedenen Berechnungsvarianten modelliert (D8, D8 + kartierte Fließwege, D-Infinity, D-Infinity + kartierte Fließwege).

Dabei wurden zwei verschiedene Berechnungsalgorithmen gewählt, um den Einfluss der Algorithmen auf die Ergebnisse untersuchen zu können. Vergleicht man nun die Ergebnisse, die mit dem D8 und dem D-Infinity Algorithmus errechnet wurden, so wird deutlich, dass sich ein Einfluss ausschließen lässt.

Beide Algorithmen liefern annähernd die gleichen Ergebnisse, und zwar unabhängig von den fünf verschiedenen Testgebieten, aber auch unabhängig von der Berechnungsvariante. So liefern auch die Varianten D8 + kartierte Fließwege und D-Infinity + kartierte Fließwege annähernd die gleichen Ergebnisse. Lediglich beim Testgebiet Sulzbach-Ebenthal (siehe Tabelle 15) ergeben sich hier namhafte Unterschiede bei den Berechnungen, die auf Datengrundlage von DGM 1 m erstellt wurden. Hier weisen die Berechnungen mit D-Infinity + kartierte Fließwege 13,4 % weniger geschütztes Einzugsgebiet aus, als die Be-

rechnungsvariante D8 + kartierte Fließwege. Bei allen anderen Berechnungsvarianten der Testgebiete weichen die Ergebnisse der beiden Algorithmen aber nie mehr als 2 % von einander ab. Deshalb werden die zuvor genannten Unterschiede, die für das Testgebiet Sulzbach-Ebenthal mittels DGM 1 m errechnet wurden, als Ausreißer betrachtet.

In der Literatur wird immer wieder darauf hingewiesen, dass Algorithmen die multiplen Abfluss (wie der D-Infinity) berechnen können, vor allem für flache und wenig geneigte Gebiete anzuwenden sind, da es in solchen Regionen bei der Anwendung des D8-Algorithmus häufig zu Ungenauigkeiten kommt (MARTZ 2000, ENDRENY 1999, TURCOTTE et al 2001, JONES 2002).

Durchschnittliche Hangneigungen von 4 bis 5 ° spiegeln im untersuchten Gebiet die Gegebenheiten eines hügeligen Reliefs wider. Die Komplexität des D-Infinity Algorithmus, der einen sich diffus ausbreitenden Abfluss erlaubt, ist dort also nicht gefordert, da sich durch das reliefierte Gelände eindeutige Abflussbahnen ergeben.

Somit gibt auch der etwas einfacher aufgebaute D8 Algorithmus, der den Abfluss von einer Zelle in eine der acht Nachbarzellen weiterleitet, die oberflächlichen Abflussbahnen dementsprechend gut wieder.

## **7.2 Normale und erweiterte Berechnungsvariante**

Um zu prüfen wie sich lineare Fließwege auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen auswirken, wurden alle Berechnungen diesbezüglich doppelt durchgeführt. Einerseits wurde eine „normale“ Berechnungsvariante gewählt, bei der Oberflächenabfluss mittels D8 und D-Infinity Algorithmus nachgebildet wurde. Andererseits wurden im Gelände erhobene Fließwege, die im Höhenmodell nicht erfasst werden, in die Höhenmodelle integriert. Anschließend wurden dieselben Berechnungen, wiederum mit beiden Algorithmen, durchgeführt. Der Einfluss von D8 und D-Infinity ist Kapitel 7.1 zu entnehmen, da-

her wird im Folgenden nur noch auf die normale und die erweiterte Berechnungsvariante Bezug genommen.

Die folgenden Interpretationen beziehen sich auf die drei Testgebiete Russbach-Kleinebersdorf, Weidenbach-Klein-Harras und Sulzbach-Ebenthal. Da für die beiden Testgebiete Russbach-Lachsfeld und Sulzbach-Götzendorf keine linearen Fließwege im Gelände kartiert wurden, ergaben sich somit keine erweiterten Berechnungsvarianten, die durchgeführt werden konnten. In diesen beiden Testgebieten wird die Anlage von Gewässerrandstreifen somit als zu 100 % effektiv angesehen, da sich hier keine anthropogen bedingten Strukturen in der Landschaft finden lassen, die oberflächlichen Abfluss konzentriert in den Vorfluter leiten.

Im Folgenden wird auf die Ergebnisse, die mittels Datengrundlage DGM 1 m durchgeführt wurden, Bezug genommen, da diese die Realität am genauesten wiedergeben. Der Einfluss der Auflösung der Rasterweite in den verschiedenen Höhenmodellen wird in Kapitel 7.3 diskutiert.

Die Ergebnisse die nun im Weiteren von Interesse sind, finden sich in Tabelle 8, Tabelle 11 und Tabelle 15.

Die Ergebnisse der erweiterten Berechnungsvariante wurden, im weiteren Sinne, aufgrund von Feldbegehungen ermittelt. Das heißt, es wurde durch Kartierungen im Gelände die tatsächliche Abflusssituation im jeweiligen Testgebiet erhoben. Die daraus errechneten Ergebnisse beruhen also auf einer Abflusssituation, die den vorhandenen Gegebenheiten in der Landschaft am ehesten entsprechen. Deshalb werden die Ergebnisse der erweiterten Berechnungsvariante im Folgenden auch als die „besseren“ beziehungsweise genaueren Ergebnisse angesehen und bewertet.

Generell ergeben sich durchwegs für alle drei Testgebiete wesentliche Unterschiede in den Ergebnissen der normalen und der erweiterten Berechnungsvariante.

In Tabelle 8 finden sich die Ergebnisse für das Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf. Laut der normalen Berechnungsvariante sind etwa 20 % des Einzugsgebietes als ungeschützt ausgewiesen, laut der erweiterten Variante rund 40 %.

Es ergeben sich also Unterschiede von etwa 20 % zwischen den beiden Berechnungsvarianten. Dies hat zur Folge, dass bei den Ergebnissen der normalen Berechnungsvariante etwa 42 ha des Einzugsgebietes als ungeschützt ausgewiesen wird, bei der erweiterten Variante allerdings mehr als das doppelte, nämlich rund 86 ha. Hier wird deutlich, dass lineare Fließwege Einfluss auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen haben. Aufgrund der normalen Variante kann gesagt werden, dass die Anlage von Filterstreifen in diesem Testgebiet zu etwa 80 % effektiv ist, denn diese 80 % des Testgebietes entwässern oberflächlich durch potentielle Gewässerrandstreifen. Was der Realität aber eher entspricht ist, dass nur etwa 60 % des Einzugsgebietes durch Filterstreifen entwässern. Der Oberflächenabfluss der restlichen 40 %, also etwa 86 ha, wird bevor er durch Gewässerrandstreifen gelangt, bereits konzentriert und so ungepuffert in den Vorfluter geleitet.

Man könnte auch sagen, die Anlage von Filterstreifen ist in diesem Testgebiet zu etwa 60 % effektiv. Verglichen mit den Werten der anderen Testgebiete, ist das das schlechteste Ergebnis.

Tabelle 11 gibt die Ergebnisse der Berechnungsvarianten für das Testgebiet Weidenbach–Klein-Harras wieder.

Die Ergebnisse der normalen und der erweiterten Variante weichen um etwa 10 % von einander ab. Laut normaler Berechnungsvariante ist das gesamte Testgebiet als geschützt eingestuft, die Anlage von Gewässerrandstreifen wäre also zu 100 % effektiv. Berücksichtigt man die im Feld erhobenen Fließwege in den Berechnungen, ergibt sich eine Effektivität von rund 90 %. Etwa 40 ha des Einzugsgebietes entwässern ungeschützt in den Vorfluter. Dies macht bei einer Gesamteinzugsfläche von 421,6 ha lediglich etwa 10 % aus, bei den gegebenen

Bodenabtragswerten (siehe Tabelle 20) für dieses Gebiet, sollte das aber nicht vernachlässigt werden.

Auch für das dritte hier betrachtete Testgebiet, Sulzbach-Ebenthal, ergeben sich Unterschiede in den Berechnungsvarianten. Diese sind aus Tabelle 15 zu entnehmen.

Hier ergibt sich laut der normalen Berechnungsvariante eine Effektivität der Filterstreifen von etwa 93 %, das heißt es wären nur rund 6 ha des Einzugsgebietes als ungeschützt ausgewiesen. Mit der erweiterten Berechnungsvariante ergibt sich ein Wert von etwa 77 % (gemittelter Wert aus den Berechnungsvarianten D8 + kartierte Fließwege und D-Infinity + kartierte Fließwege). Der erweiterten Variante zufolge, die die realen Gegebenheiten genauer widerspiegelt, sind also rund 20 ha der Fläche als ungeschützt ausgewiesen. Bei einer Gesamteinzugsfläche von 89 ha entspricht das etwa 18 % der Fläche.

Auch bei den Ergebnissen dieses Testgebietes ergibt sich ein deutlicher Einfluss von linearen Fließwegen auf die Effektivität von Gewässer-randstreifen.

Ohne die Kartierungen im Feld ergibt sich eine 93 %ige Effektivität für Filterstreifen in diesem Testgebiet, die rund 7 % oder etwa 6 ha, die durch die normale Berechnungsvariante als ungeschützt ausgewiesen werden, könnten unter Umständen als vernachlässigbar angesehen werden. Durch die erweiterte Variante ergeben sich rund 18 %, die ungepuffert in den Vorfluter entwässern, dieser Wert sollte nicht als vernachlässigbar angenommen werden.

BACH et al (1994)<sup>ab</sup> haben die tatsächliche Filterwirkung von Uferstreifen quantitativ erhoben. In dieser zweiteiligen Studie wurde bereits darauf hingewiesen, dass lineare Strukturen (Ackerrandfurchen, Weg-seitengräben) Oberflächenabfluss im Vorfeld sammeln können und dieser konzentriert auf den Filterstreifen trifft. Dies beeinträchtigt deren Filterleistung erheblich. In der vorliegenden Arbeit wird zwar

nicht der lineare Übertritt auf Filterstreifen erhoben, das Problem des konzentrierten linearen Abflussweges ist aber dasselbe.

Aus den Ergebnissen der eben vorgestellten drei Testgebiete, geht hervor, dass lineare Abflusswege in der Landschaft Einfluss auf die Effektivität von Gewässerrandstreifen haben. Zudem soll festgehalten werden, dass die Kartierungen im Feld als äußerst sinnvoll angesehen werden. Dadurch kann die genaue Abflusssituation in einem Gebiet erfasst werden und in die Berechnungen mit eingehen. Die Erhebung von linearen Strukturen, wie Straßengräben oder Entwässerungsgräben, die den oberflächlichen Abfluss konzentriert in Vorfluter leiten, haben somit einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse der Modellierungen und auf die Effektivität von Filterstreifen.

### **7.3 Auflösung der Höhenmodelle**

Die für dieses Kapitel relevanten Tabellen befinden sich in Kapitel 6.2. Die eben erwähnten Berechnungsvarianten wurden auf Basis von drei verschiedenen Höhenmodellen (DGM 1 m, DGM 10 m und DHM 10 m) ermittelt. Dadurch sollte festgestellt werden, welchen Einfluss die unterschiedliche Auflösung der Höhenmodelle auf die Ergebnisse hat.

Dabei werden die Ergebnisse der Flächenverhältnisse zum Vergleich herangezogen, weswegen, wie in Kapitel 7.2, nur drei der fünf Testgebiete für die Interpretationen herangezogen werden.

Bei den Testgebieten Russbach-Lachsfeld und Sulzbach-Götzendorf wurden keine ungeschützten Teileinzugsgebiete ermittelt, folglich kann auch kein Einfluss der Auflösung der verwendeten Höhenmodelle zum Tragen kommen.

Als Optimalfall gelten hier die Ergebnisse die auf Basis des DGM 1 m berechnet wurden. Dieses Höhenmodell hat eine Auflösung der Rasterweite von 1 m und gibt so die Gegebenheiten des Geländes am Bes-

ten wieder.

Gegenstand der folgenden Diskussion sind die Abweichungen des DGM 10 m und DHM 10 m von dem DGM 1 m.

Betrachtet man die Ergebnisse für das Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf (Tabellen 8 bis 10), so gibt nur das DGM 1 m, mittels normaler Berechnungsvariante, ungeschütztes Einzugsgebiet wieder. Sowohl mittels DGM 10 m als auch mit DHM 10 m wird das gesamte Einzugsgebiet bei der normalen Berechnungsvariante als geschützt angesehen. Mittels erweiterter Berechnungsvariante ergeben sich für alle drei Datengrundlagen etwa 40 % ungeschützte Fläche des gesamten Testgebietes.

Für dieses Testgebiet kann also angenommen werden, dass der Einfluss der Auflösung des zugrunde liegenden Höhenmodells verschwindend gering ist.

Im Testgebiet Weidenbach–Klein-Harras findet man eine ähnliche Situation vor (Tabellen 11 bis 13). Vor allem die Ergebnisse aus DGM 1 m und DHM 10 m sind sich sehr ähnlich. In beiden Fällen werden rund 10 % der Fläche mittels erweiterter Berechnungsvariante als ungeschützt angesehen. Mittels normaler Berechnungsvariante sind es in beiden Fällen hingegen 0 bis 0,6 %.

Die Ergebnisse des DGM 10 m hingegen fallen etwas unterschiedlicher aus, mittels erweiterter Variante werden 1,2 % der Fläche als ungeschützt ausgewiesen, mittels normaler Berechnungsvariante etwa 0,5 % (gemittelter Wert aus den beiden normalen Berechnungsvarianten).

Trotz der Ergebnisse des DGM 10 m kann keine eindeutige Aussage über den Einfluss der Auflösung auf die Ergebnisse gemacht werden, da es sich hierbei wiederum um einen Ausreißer handeln könnte – vor allem in Anbetracht der Ergebnisse, die für das dritte Testgebiet Sulz-



bach-Ebenthal ermittelt wurden.

Vergleicht man die Ergebnisse die für das Testgebiet Sulzbach-Ebenthal relevant sind (Tabelle 15 bis 17), so findet man eine ähnliche Situation wie für das Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf vor. Zwar gleichen sich die Ergebnisse der drei Tabellen nicht genau, die Tendenz ist jedoch dieselbe.

Mittels erweiterter Berechnungsvariante werden für das DGM 10 m und DHM 10 m rund 13 % ungeschütztes Teileinzugsgebiet errechnet. Mit der normalen Variante sind es in beiden Fällen annähernd 0 %. Betrachtet man die Ergebnisse für das DGM 1 m, so erhöhen sich die Prozentwerte für beide Berechnungsvarianten um 7 bis 9 %. Etwa 7 % der Fläche werden mittels erweiterter Variante als ungeschützt angesehen und rund 22 % mittels normaler Berechnungsvariante. Die Tendenz ist also in etwa gleich.

Daraus wird wiederum deutlich, dass der Einfluss der Auflösung nicht genau auszumachen ist. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen von DGM 10 m und DHM 10 m sind verschwindend gering. Die Ergebnisse von DGM 1 m heben sich etwas von den anderen beiden Varianten ab, spiegeln aber die generelle Tendenz wider.

In internationaler Literatur findet man häufig Vergleiche von Höhenmodellen mit unterschiedlicher Auflösung in Bezug auf hydrologische Fragestellungen (THOMPSON et al 2001, HANCOCK 2005, SØRENSEN 2007).

Daraus geht im Wesentlichen hervor, dass hoch aufgelöste Datensätze die Geländeoberfläche besser wiedergeben und deshalb die Ergebnisse bei der Modellierung von Abflusswegen detaillierter sind.

Aus den vorliegenden Ergebnissen dieser Arbeit lässt sich hier keine eindeutige Aussage machen. Die Ergebnisse des DHM 10 m geben eine markante quadratische Struktur wieder, die den realen Gegebenheiten nicht entspricht. Mittels erweiterter Berechnungsvariante liefern sie

allerdings annehmbare Ergebnisse.

Generell gibt das DGM 1 m die Gegebenheiten im Gelände am besten wieder, es bildet auch den Verlauf des Vorfluter am genauesten nach. Der Einfluss der Auflösung auf die Ergebnisse wird im Gegensatz zum Einfluss der Berechnungsvariante allerdings als gering bewertet.

## **7.4 Fazit**

In den vorangegangenen Kapiteln 7.2 und 7.3 wurden die Ergebnisse für drei der fünf Testgebiete ausführlich diskutiert. Abschließend sollen noch mal die Ergebnisse aller fünf Testgebiete in die Interpretation einfließen.

Die Feldkartierungen wurden für alle fünf repräsentativen Testgebiete auf dieselbe Art und Weise durchgeführt. In zwei von diesen fünf Testgebieten wurden mittels Feldkartierung keine anthropogen bedingten, linearen Strukturen im Gelände vorgefunden. Für diese zwei Testgebiete (Russbach-Lachsfeld, Sulzbach-Götzendorf) ist die Anlage von Gewässerrandstreifen also zu 100 % effektiv. Das bedeutet, die gesamte Einzugsgebietsfläche der Testgebiete entwässert durch den potentiellen Filterstreifen geschützt, in das betroffene Fließgewässer.

Bei den restlichen drei Testgebieten wurden lineare Fließwege im Gelände erhoben, die den oberflächlichen Abfluss konzentrieren und an potentiellen Gewässerrandstreifen vorbei, in das Fließgewässer leiten. Hieraus wird klar, dass die Erhebung dieser Fließwege im Gelände und ihre Miteinbeziehung in die Berechnungen entscheidend sind. Die Berechnungsvariante (siehe Kapitel 7.2) ist für das Ergebnis also ausschlaggebend, während der Einfluss der Auflösung der verwendeten Höhenmodelle daneben als eher gering angesehen wird.

Setzt man nun die Ergebnisse der drei Testgebiete (Russbach-Kleinebersdorf, Weidenbach–Klein-Harras, Sulzbach-Ebenthal) in Bezug zu den ermittelten Bodenabtragswerten (siehe Kapitel 6.3), so wird

ebenfalls deutlich, dass eine gezielte Positionierung von Filterstreifen von wesentlicher Bedeutung für den Schutz von Fließgewässern ist. Generell wird das gesamte Fördergebiet als mittel bis sehr erosionsgefährdet eingestuft, was sich auch in den Berechnungen der einzelnen Testgebiete widerspiegelt (Tabelle 18 bis 22).

Aufgrund von rechtlichen und politischen Vorgaben, ist eine Lageänderung außerhalb der ausgewiesenen Flussabschnitte nicht möglich. Aus Abbildung 11 geht hervor, welche Fließgewässer von der Fördermaßnahme betroffen sind. Die flexible Anlage von Filterstreifen entlang von Straßen- oder Entwässerungsgräben ist vom Förderprogramm ÖPUL nicht vorgesehen und die betroffenen Landwirte werden somit dafür auch nicht entschädigt.

Die Anlage von Gewässerrandstreifen ist eine international anerkannte Maßnahme gegen den Eintrag von Sediment-, Nähr- und Schadstoffen in Fließgewässer (u.a. MUÑOZ-CARPENA et al 1993, TOMER et al 2003, CORRELL 2005, DORIOZ et al 2006, VERSTRAETEN et al 2006, HUSSEIN et al 2007). In der einschlägigen Literatur wird aber auch darauf hingewiesen, dass bei der Anlage von Filterstreifen, gute Kenntnisse über das Gelände von entscheidender Bedeutung sind (LEEDS-HARRISON et al 1999, HAY et al 2006, VERSTRAETEN et al 2006).

Trotz gegebener politischer Rahmenbedingungen soll diese Arbeit aber aufzeigen, dass bei der Anlage von Gewässerrandstreifen die Beschaffenheit des gesamten Einzugsgebietes von wesentlicher Bedeutung ist. Die Anlage von Filterstreifen entlang von Fließgewässer bedeutet für die betroffenen Landwirte immer auch einen Ernterückgang und deshalb Entschädigungszahlungen. Um diesem Aufwand gerecht zu werden, sollte auf jeden Fall sichergestellt werden, dass eine maximale Effektivität der Gewässerrandstreifen erreicht wird.

## 8 Perspektiven

Um die formulierten Fragestellungen zu klären, wurden vom gesamten Fördergebiet, das für die Gewässerrandstreifen-Maßnahme vorgesehen ist, fünf repräsentative Testgebiete ausgewählt. Insgesamt umfassen diese rund 13,65 km<sup>2</sup>. Bei einer gesamten Förderfläche von etwa 360 km<sup>2</sup> entspricht das rund 3,8 % der Fläche. Von diesen 3,8 % wurden in 45,9 % der Einzugsgebietsfläche keine linearen Abflusswege im Gelände gefunden. In 54,1 % der Fläche fanden sich lineare Strukturen die den Oberflächenabfluss konzentriert ableiten.

Bei diesen 3,8 % die im Gelände besichtigt wurden, überwiegt also der Teil der Fläche, in dem sich lineare Fließwege fanden.

Aufgrund dessen wird klar, dass sich für das gesamte Fördergebiet Kartierungen im Gelände bewähren würden. Es ist denkbar, das gesamte Fördergebiet im Weinviertel mittels Feldbegehungen zu kartieren, um zu erheben, wie viel Prozent der Fläche nun tatsächlich durch Gewässerrandstreifen entwässern und wie groß der Anteil der Fläche ist, deren Oberflächenabfluss bereits im Vorhinein, etwa durch Straßengräben und dergleichen, konzentriert an Filterstreifen vorbei geleitet wird.

Im Zusammenhang damit ist es auch erstrebenswert, die Berechnungen auf Basis eines DGM 1 m durchzuführen. Bezüglich der Auflösung lassen sich zwar keine klaren Aussagen im Bezug auf ihren Einfluss auf die Ergebnisse machen, Fakt ist jedoch, dass ein DGM 1 m die Geländeoberfläche am besten wiedergibt. Wodurch sich damit auch die genauesten Berechnungen durchführen lassen.

Um alle Berechnungen mit dem DGM 1 m durchzuführen, müsste mit einer anderen Software gearbeitet werden, denn das Softwarepaket TauDEM hat diesbezüglich eine Rasterbeschränkung von 7000 x 7000 Zellen. Dies war für die Berechnungen der Testgebiete ausreichend.

Das Höhenmodell des gesamten Untersuchungsgebietes hat aber einen Umfang, der um ein Vielfaches größer ist.

In Anbetracht der Gegebenheiten im Weinviertel bezüglich Landnutzung, Morphologie, Geologie und Bodenverhältnisse, können die aus dieser Arbeit hervorgegangenen Ergebnisse nicht auf die weiteren Fördergebiete in Oberösterreich und in der Steiermark umgelegt werden.

Es wird ebenfalls Bedarf an weiteren Kartierungen in den Fördergebieten der Steiermark und Oberösterreichs gesehen, um bei einer Anlage von Gewässerrandstreifen, ihre Effektivität zu prüfen.

Um eine zeit- und kostenaufwändige Begehung im Gelände so gering wie möglich zu halten, ist es denkbar vorab Kartierungen in Luftbildern vorzunehmen. Dies müsste allerdings auch testweise durchgeführt werden und mit der tatsächlichen Situation im Gelände verglichen werden. Sollten sich die Fehler hierbei gering halten, wäre dies eine durchaus sinnvolle Methode Zeit und Geld zu sparen und trotzdem zu annehmbaren Ergebnissen zu kommen.

In Zusammenhang mit der Effektivität von Gewässerrandstreifen könnte eine weitaus umfassendere Studie nützlich sein, die auf das Problem des Sediment- und Schadstoffeintrags im Allgemeinen eingeht. Denn die Anlage von Filterstreifen, zum Schutz von Fließ- oder Oberflächengewässern, kann als so genannte „end of pipe“ Lösung angesehen werden (VERSTRAETEN et al 2006).

Sedimente und Schadstoffe aus oberflächlichem Abfluss werden erst (bei dieser Maßnahme) 50 m vor dem Eintritt in ein Fließgewässer gefiltert und gepuffert. Andere Lösungswege, wie Filterstreifen die bereits im Feld angelegt werden und hier schon Sediment und Nährstoffe puffern, wären prüfenswert.

Bei besonders erosionsgefährdeten Kulturen, wie beispielsweise Mais, könnten Schutzmaßnahmen, die Erosion bereits am Ort des Entste-

hens, direkt am landwirtschaftlichen Schlag, verringern, hilfreich sein (z. B.: konservierende Bodenbearbeitungsmaßnahmen).

Die derzeitige Beitrittsrate zu dieser ÖPUL Maßnahme ist sehr gering. Von den 8.695 potentiell teilnahmeberechtigten Grundstücken, nahmen nur 49 Grundstücke teil. Das entspricht einer Teilnahmerate von nur 0,56 % für das gesamte Fördergebiet (in NÖ).

Um den Schutz unserer Gewässer über diese Maßnahme erhöhen zu können, sind daher noch große Anstrengungen von Nöten.

Es wäre vermutlich sinnvoll, persönliche Gespräche mit den Landwirten zu führen, um mehr Interesse zu wecken und den Zweck dieser Fördermaßnahme besser zu präsentieren. Dabei sollte vor allem die Wichtigkeit einer solchen Maßnahme von Experten ausreichend kommuniziert werden. Denn ohne die betroffenen Landwirte und deren Überzeugung hinter dieser Maßnahme, ist es nicht möglich den Schutz der Fließgewässer vor Sediment- und Nährstoffeinträgen zu verbessern.

## 9 Quellenverzeichnis

### 9.1 Literatur

- BACH, M., FABIS, J., FREDE, H. G., et al, 1994<sup>a</sup>: Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen. 1. Teil: Methodik der Kartierung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35(3), 148-154.
- BACH, M., FABIS, J., FREDE, H. G., et al, 1994<sup>b</sup>: Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen. 2. Teil: Kartierung eines Flußbeinzugsgebietes im Mittelgebirgsraum. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35(3), 155-164.
- BRUTSAERT, W., 2005: Hydrology, An Introduction. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bundesamt für Wasserwirtschaft (BAW), Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (IKT), (Hrsg.), 2008: GERAST Effektivität von Gewässerrandstreifen zum Schutz von Oberflächengewässern, Zwischenbericht. BAW, IKT Petzenkirchen.
- CORELL, D. L., 2005: Principles of planning and establishment of buffer zones. Ecological Engineering 24, 433-439.
- COSTA-CABRAL, M. C., BURGESS, S. J., 1994: Digital elevation model networks (DEMON): A model of flow over hillslopes for computation of contributing and dispersal areas. Water Resources Research 30(6), 1681–1692.
- DINGMAN, S. L., 2002: Physical Hydrology, Second Edition. Prentice Hall, New Jersey.
- DE JONG VAN LIER, Q., SPAROVEK, G., FLANAGAN, D. C., et al, 2005: Runoff mapping using WEPP erosion model and GIS tools. Computers & Geosciences 31, 1270-1276.

- DORIOZ, J. M., WANG, D., POULENARD, J., et al, 2006: The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics- A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscape in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117, 4-21.
- DUCHEMIN, M., HOGUE, R., 2009: Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year of following establishment on an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 85-97.
- ENDRENY, T. A., 1999: Bio-Geophysical Algorithms for Spatial Characterization of Non-Point Source Runoff Critical Areas. Online in: [www.esf.edu/erfeg/endreny/PAPERS/phd.htm](http://www.esf.edu/erfeg/endreny/PAPERS/phd.htm)  
Zugriff: 27.6.2009.
- FAUPL, P., 1997: *Historische Geologie, Eine Einführung*. WUV Universitätsverlag, Wien.
- FIENER, P., AUERSWALD, K., 2005: Measurement and modelling of concentrated runoff in grassed waterways. *Journal of Hydrology* 301, 198-215.
- GRANT, W. E., SWANNACK, T. M., 2008: *Ecological Modeling – A Common-Sense Approach to Theory and Practice*. Blackwell Publishing, Malden.
- GRAYSON, R., BLÖSCHL, G., 2001: *Spatial Patterns in Catchment Hydrology, Observations and Modelling*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HANCOCK, G. R., 2005: The use of digital elevation models in the identification and characterization of catchments over different grid scales. *Hydrological Processes* 19, 1727-1749.
- HAY, V., PITTROFF, W., TOOMAN, E. E., et al, 2006: Effectiveness of vegetative filter strips in attenuating nutrient and sediment runoff from irrigated pastures. *Journal of Agricultural Science* 144, 349-360.



- HUSSEIN, J., YU, B., GHADIRI, H., et al, 2007: Prediction of surface flow hydrology and sediment retention upslope of a vetiver buffer strip. *Journal of Hydrology* 338(3-4), 261-272.
- JENSON, S. K., DOMINGUE, J. O., 1988: Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(11), 1593-1600.
- JONES, R., 2002: Algorithms for using a DEM for mapping catchment areas of stream sediment samples. *Computers & Geosciences* 28, 1051-1060.
- KENNY, F., MATTHEWS, B., 2005: A methodology for aligning raster flow direction data with photogrammetrically mapped hydrology. *Computers & Geosciences* 31, 768-779.
- KENNY, F., MATTHEWS, B., TODD, K., 2008: Routing overland flow through sinks and flats in interpolated raster terrain surfaces. *Computers & Geosciences* 34, 1417-1430.
- LEEDS-HARRISON, P. B., QUINTON, J. N., WALKER, M. J., et al, 1999: Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in headwater catchments. *Ecological Engineering* 12, 299-313.
- LIN, C. Y., CHOU, W. C., LIN, W. T., 2002: Modeling the width and placement of riparian vegetated buffer strips: a case study on the Chi-Jia-Wang Stream, Taiwan. *Journal of Environmental Management* 66, 269-280.
- LIN, Y. F., LIN, C. Y., CHOU, W. C. et al., 2004: Modeling of riparian vegetated buffer strip width and placement: A case study in Shei Pa National Park, Taiwan. *Ecological Engineering* 23, 327-339.
- LI, Y., NAPIERALSKI, J., HARBOR, J., et al, 2007: Identifying patterns of correspondence between modeled flow directions and field evidence: An automated flow direction analysis. *Computers & Geosciences* 33, 141-150.

- MARTZ, L. W., GARBRECHT, J., 2000: The treatment of flat areas and depressions in automated drainage analysis of raster digital elevation models. In: Gurnell, A. M., (Hrsg): Hydrological Applications of GIS, 23-35.
- MCKERGOW, L. A., WEAVER, D. M., PROSSER, I. P., et al, 2003: Before and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology* 270, 253-272.
- MUÑOZ-CARPENA, R., PARSONS, J. E., GILLIAM, J. W., 1993: Numerical Approach to the Overland Flow Process in Vegetative Filter Strips. *American Society of Agricultural Engineers* 36(3), 761-770.
- MUÑOZ-CARPENA, R., PARSONS, J. E., GILLIAM, J. W., 1999: Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology* 214, 111-129.
- POPOV, V. H., CORNISH, P. S., SUN, H., 2006: Vegetated biofilters: The relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114, 351-359.
- SAHU, M., GU, R. R., 2009: Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality. *Ecological Engineering* 35, 1167-1177.
- SØRENSEN, R., SEIBERT, J., 2007: Effects of DEM resolution on the calculation of topographical indices: TWI and its components. *Journal of Hydrology* 347, 79-89.
- TAKKEN, I., GOVERS, G., STEEGEN, A., et al, 2001: The prediction of runoff flow directions on tilled fields. *Journal of Hydrology* 248, 1-13.
- TARBOTON, D. G., 1997: A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models. *Water Resources Research* 33(2), 309-319.

- TARBOTON, D., G., 2008: Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (TauDEM). Online in <http://hydrology.neng.usu.edu/taudem/taudem3.1/>  
Zugriff: 27.6.2009.
- THOMPSON, J. A., BELL, J. C., BUTLER, C. A., 2001: Digital elevation model resolution: effects on terrain attribute calculation and quantitative soil-landscape modeling. *Geoderma* 100, 67-89.
- TOMER, M. D., JAMES, D. E., ISENHART, T. M., 2003: Optimizing the placement of riparian practices in a watershed using terrain analysis. *Journal of Soil and Water Conservation* 58(4), 198-206.
- TURCOTTE, R., FORTIN, J. P., ROUSSEAU, A. N., et al, 2001: Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology* 240, 225-242.
- VERSTRAETEN, G., POESEN, J., GILLIJNS, K., et al, 2006: The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrological Process* 20, 4259-4267.
- WILSON, P., GALLANT, J., 2000: *Digital Terrain Analysis – Principles and Applications*. John Wiley & Sons, New York.
- WISCHMEIER, W. H., SMITH, D. D., 1978: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agriculture Handbook* 537. U.S. Department of Agriculture.
- XIANG, W. N., 1996: GIS-based riparian buffer analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 34, 1-10.

## 9.2 Internetquellen

Lebensministerium 2009: Online in:

<http://recht.lebensministerium.at/article/articleview/72472/1/262>

78

Zugriff Juli 2009

Lebensministerium, 2007: Online in:

<http://land.lebensministerium.at/article/articleview/62457/1/2140>

9/

Zugriff Juli 2009

BEV, 2009: Online in:

[http://www.bev.gv.at/portal/page?\\_pageid=713,1937653&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](http://www.bev.gv.at/portal/page?_pageid=713,1937653&_dad=portal&_schema=PORTAL)

Zugriff: Juli 2009

Universität Rostock, 2009: Online in:

<http://www.geoinformatik.uni-rostock.de/einzel.asp?ID=477>

Zugriff Juni 2009

Land OÖ, 2009: Online in:

<http://doris.ooe.gv.at/geoinformation/metadata/pdf/dhm.pdf>

Zugriff: Juli 2009

NÖ Landesregierung, 2009: Online in:

[http://www01.noel.gv.at/scripts/cms/bd/bd5/noegis/geokatalog/suche\\_ssi.asp](http://www01.noel.gv.at/scripts/cms/bd/bd5/noegis/geokatalog/suche_ssi.asp)

Zugriff: Juli 2009

### **9.3 Daten**

Daten zur Landnutzung

BAW IKT Petzenkirchen, 2009

Digitale Höhenmodelle und Digitale Geländemodelle

BAW IKT Petzenkirchen, 2009

Daten zum Bodenabtrag

BAW IKT Petzenkirchen, 2009

#### **Kartenwerke**

Geologische Bundesanstalt Wien (Hrsg), 2002: Geologische Karte von  
Niederösterreich, 1:200.000, Wien.

STRAUSS, P., 2007: Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In:  
BMLFU (Hrsg.) Hydrologischer Atlas Österreichs. Kartentafel  
8.4., Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,  
Umwelt und Wasserwirtschaft.

BFW Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturge-  
fahren und Landschaft (Hrsg), 2009: Digitale Bodenkarte eBOD,  
Online in:

[http://gis.lebensministerium.at/ebod/frames/index.php?PHPSESS  
SID=1778686a4c4774a7e6b15a86e8f08d3f&gui\\_id=eBOD](http://gis.lebensministerium.at/ebod/frames/index.php?PHPSESSID=1778686a4c4774a7e6b15a86e8f08d3f&gui_id=eBOD)

Zugriff: Juli 2009

## 10 Anhang



**Abbildung 23: Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf - Sedimenteintrag durch zu nahes Pflügen am Bachufer**



**Abbildung 24: Testgebiet Sulzbach-Ebenthal - starker Algenwuchs**





**Abbildung 25: Testgebiet Weidenbach-Klein-Harras - Teileinzugsgebiet entwässert ungeschützt durch Kanal-Auslass in Vorfluter**



**Abbildung 26: Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf - Straßengraben als lineare Struktur im Gelände**



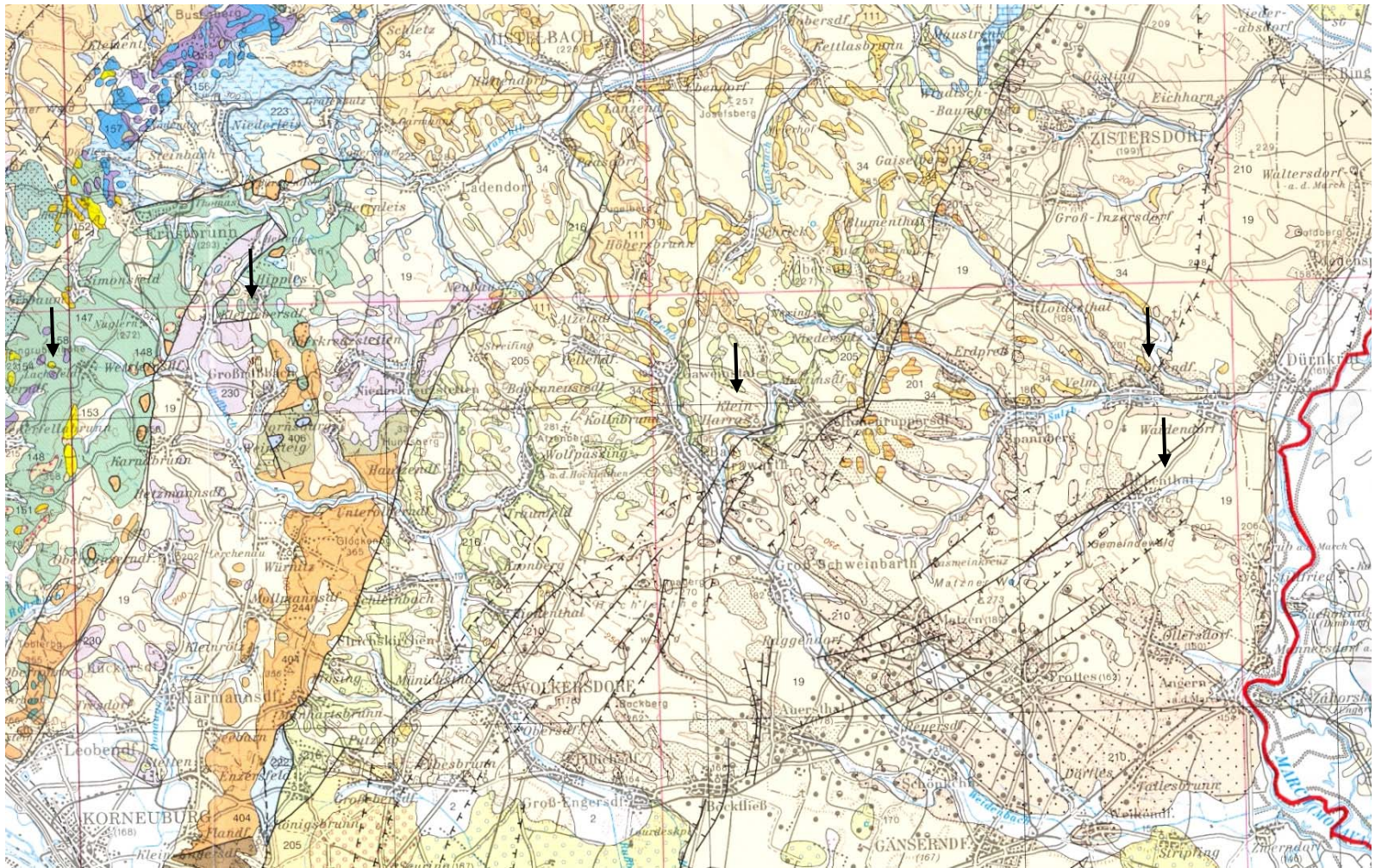


Abbildung 27: Auszug aus der Geologischen Karte Niederösterreichs (Geologische Bundesanstalt, 2002)



**Quartär – Oberpliozän**

**Allgemeine Ausscheidungen**

- 1 Anthropogene Ablagerung (Deporie, Bergbauhalde, etc.)
- 2 Talfüllung – Jüngster Talboden (Kies, Auelehm)
- 3 Schwemmfächer
- 4 Trockental
- 5 Vernässung, Moor
- 6 Seeton, limnisches Sediment
- 7 Hangschutt
- 8 Bergsturzmaterial, Blockwerk
- 9 Talfüllung – Älterer Talboden (Kies, Sand)
- 10 Rutschhang, Massenbewegung, Sackungsmasse
- 11 Fluviale Ablagerung i.A. (Kies, Sand)
- 12 Fluviale Ablagerung im Neusiedlerseegebiet, z.T. mit solchen Deckschichten, Oberes Pleistozän (Kies, Sand, Flugsand)
- 13 Quartärer Kies und Sand i.A.
- 14 Lehm, Verwitterungslehm, Hanglehm
- 15 Lehm, Löss, undifferenziert
- 16 Flugsand
- 17 Jüngerer Flugsand, Holozän
- 18 Älterer Flugsand, Pleistozän
- 19 Löss, Lösslehm
- 20 Schutzkomplex des Mitteriegels und Äquivalente
- 21 Hangbrekzie i.A.
- 22 Hangbrekzie; ?Mindel-Riss-Interglazial
- 23 Blockgletscher (Blockwerk)
- 24 Terrassensedimente i.A. (Kies, Sand)
- 25 Tiefere Terrassensedimente i.A.
- 26 Höhere Terrassensedimente i.A.
- 27 Schwemmfächer im Bereich der Kleinen Karpaten
- 28 Hochgelegene Terrassensedimente: Oberes Pliozän (Kies und Sand, z.T. verfestigt)

**Fluviale Terrassen im Waldviertel, Weinviertel und in Tschechien**

- 29 Terrassensedimente im Kamptal und Thayatal (Kies, Sand)
- 30 Tiefere Terrassensedimente: Oberes Pleistozän (Kies, Sand)
- 31 Mittlere Terrassensedimente: Mittleres Pleistozän (Kies, Sand)
- 32 Höhere Terrassensedimente: Unteres Pleistozän (Kies, Sand)
- 33 Fluvio-lakustrine Ablagerung in Tschechien (Kies, Sand, Ton)
- 34 Hochgelegene Terrassensedimente an der Thaya und im Weinviertel, Oberes Pliozän – Pleistozän (Kies, Sand, z.T. verfestigt)

**Fluviale Terrassen im Alpenvorland, Wiener Becken, im Gebiet des Neusiedlersees und in den inneralpinen Tälern**

- 35 Niederterrasse (Kies, Sand)
- 36 Seewinkelschotter (Kies)
- 37 Steinfeldschotter, Riss – Würm (Kies, Grobsand)
- 38 Hochterrasse (lokal tektonisch abgesenkt), meistens mit Deckschichten von Löss und Lehm; Riss (Kies, Sand)
- 39 Jüngerer Deckenschotter i.A., meistens mit Deckschichten von Löss und Lehm
- 40 Jüngerer Deckenschotter (tieferes Niveau), meistens mit Deckschichten von Löss und Lehm
- 41 Jüngerer Deckenschotter (höheres Niveau), meistens mit Deckschichten von Löss und Lehm
- 42 Älterer Deckenschotter, meistens mit Deckschichten von Löss und Lehm; Günz
- 43 Plio-Pleistozäne Schotter in verschiedenen Höhenlagen, meistens mit Deckschichten von Löss und Lehm, westl. Amstetten z.T. nur Vererbnungsnevas
- 44 Steinbrunner Schotter, Zillingdorfer Schotter (Kies, Sand)

**Fluviale Terrassen an der Südost-Abdachung der Alpen und im Pannonischen Raum**

- 45 Tiefere Terrassensedimente im Donauraum östlich der Kleinen Karpaten; Pleistozän – Holozän (Kies, Sand)
- 46 Fluviale Ablagerung; Würm (Kies, Sand)
- 47 Fluviale Ablagerung (Kies, Sand), z.T. mit Deckschichten aus Löss und Lehm; Mittleres Pleistozän
- 48 Fluviale Ablagerung (Kies, Sand), z.T. mit Deckschichten aus Löss und Lehm; Unteres bis Mittleres Pleistozän
- 49 Fluviale Ablagerung (Kies, Sand), z.T. mit Deckschichten aus Löss und Lehm; Unteres Pleistozän

**Glaziale Ablagerungen**

- 50 Moräne (Gemenge von Ton bis Blockwerk)
- 51 Eisrandterrasse (Kies, Sand, Bänderschlufl)
- 52 Moräne (Gemenge von Ton bis Blockwerk)
- 53 Eisrandterrasse (Kies, Sand, Bänderschlufl)

**Molasse, Waschbergzone, Paläogen und Neogen auf der Böhmisches Masse**

**Paläogene und Neogene Sedimente auf der Böhmisches Masse**

- Südböhmische Becken**
  - 101 Lednice-Formation; Pliozän (Ton, Sand)
  - 102 Korisecke-Sand und -Schotter; Mittel-Mozän (Sand, Kies mit Mölläpfeln)
  - 103 Domani-Formation; Badenum – Sarmatum (Ton, Kohlen, Kies)
  - 104 Midway-Formation; Badenum (Sandstein, Ton, Kohle, Diatomit)
  - 105 Ziv-Formation; Otnangum – Karpatum (Ton, Sandstein, Konglomerat)
  - 106 Laprov-Formation; Oligozän (Kies, Sand, Sandstein, Ton)
- Molasse**
  - 107 Kies (Tschechien); Pliozän
  - 108 Imbittz-Radassan-Formation (Kies, Sand, tonreich)
  - 109 Kies und Sand i.A.
  - 110 Ton und Sand i.A.
- Pannonium**
  - 111 Sedimente von Lambach-Trandorf (Kies, Sand, Schluff)
  - 112 Holabrum-Matebach-Formation (auch im nördlichen Wiener Becken) (Kies, Sand, Schluff)
  - 113 Zierdorf-Formation und Äquivalente; Sarmatum (Ton, Schluff, Mergel, Sand, Kies)
  - 114 Tonmergel (Tegel)
- Badenum**
  - 115 Sand, Kies
  - 116 Hüllenburg-Karlsbotten-Formation; Sedimente des Badenum in der Kremser Buch und der Wachau (Konglomerat, Mergel, Sand)
  - 117 Grund-Formation; Gaudorf-Formation; Mailberg-Formation (Mergel, Sand, Kalkstein)
  - 118 Lutz-Formation; Fischkonglomerat vom Haberg; Karpatum (Mergel, Mergelstein, Blockwerk aus Sandstein)
- Unteres Böhmen**
  - 119 Theras-Formation; Brenholz-Formation (Sand, Kies, Quarzschutt)
  - 120 Langau-Formation; Regerburg-Formation (Ton, Schluff, Sand, Braunkohle, Glimmersand)
  - 121 Oncofpora-Schichten (Schluff, Sand)
  - 122 Eichberg-Konglomerat (Konglomerat und Blockwerk aus Sandstein)
  - 123 Freisch-Formation (Sand, Mergel, z.T. mit Phosphoritrollen)
  - 124 Robus-Schlier (Mergel, Sand- und Sandsteinlagen)
  - 125 Mauer-Formation (Kristallinblockwerk, Sand, Mergel)
  - 126 Prinerzdorfer Sande (Sand, Mergel)
  - 127 Blockmergel und Blocksande von Königstetten, Blockschichten vom Heuberg (Mergel und Sand mit Blockwerk aus Kristallin und Sandstein)
  - 128 Sandsteinerschotter (Mergel, Sand und Sandsteinlagen)
  - 129 Zellerndorf-Formation; Lemberg-Subformation; Weinsfeld-Formation; Sedimente des Eggerburgum – Otnangum i.A. in Tschechien (Ton, Diatomit)
- Otnangum**
  - 130 Zogelndorf-Formation; Ratz-Formation; Sedimente des Eggerburgum i.A. (Tschechien) (Kalksandstein, Sand)
  - 131 Gaudensdorf-Formation; Burgschleitz-Formation; Kühnring-Subformation (Feinsand, Grob- bis Feinsand, Ton, Schluff, Sand)
  - 132 Lobersdorf-Formation (Grob- bis Feinsand)
  - 133 Mold-Formation (Ton, Schluff)
  - 134 Fels-Formation (Grob- bis Feinsand)
  - 135 Hafler Schlier und Äquivalente (Mergel, Sand und Sandstein)
  - 136 Buchberg-Konglomerat (Konglomerat und Blockwerk aus Sandstein)

- 137 Sedimente des Egerium i.A.
- 138 Älterer Schlier (Ton, Schluff, Mergel, braun und schwarz)
- 139 Otenbach-Konglomerat (Konglomerat und Blockwerk aus Kristallin, Quarz, Sandstein)
- 140 Meier Sand; Lutzer Sand; Sandstein von Walsee und Perg (Grob- bis Feinsand, Kies, Sandstein)
- 141 Palächer Tegel; Kocallium – Egerium (Ton, Schluff, toniger Sand)
- 142 Sedimente von Freistadt – Kefenmark, einschließlich Vorkommen in Tschedran (Kies, Sand, Schluff)
- 143 St. Marín-Freisching-Formation (Kies, Sand, Schluff)

**Inneralpine Molasse**

- 144 Rognitzboden-Formation und Äquivalente (z.B. Wolfgraben-Formation; Oberes Eozän – Oligozän (Tonmergel, Sandsteinlagen)

**Waschbergzone (WZ), Steinitzer Einheit (SE), Pausermer Einheit (PE)**

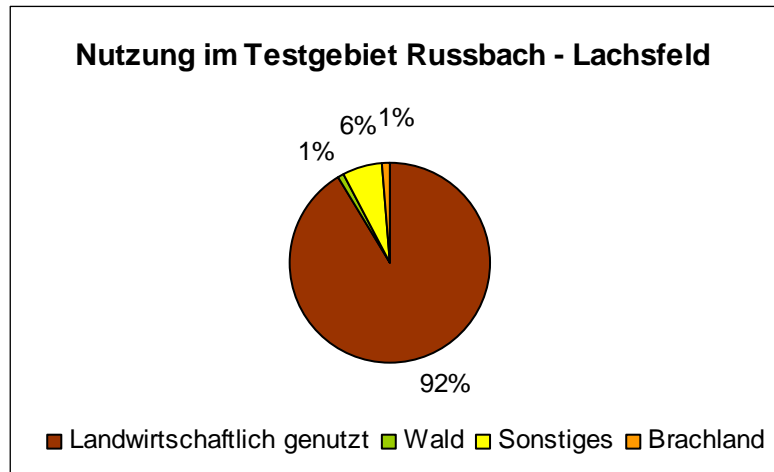
- 145 Eisenreiche Tone und Sande (WZ); Kropice-Formation (PE); Pavlovce-Formation (SE); Oberes Eggerburgum – Otnangum (Schluff, Sand, Kies, Ton mit Eisenoxid, Dolomit)
- 146 Slavice-Formation; Urvy-Formation (SE); Eggerburgum; Otnangum (Tonmergel)
- 147 Schieferige Tonmergel (WZ); Eggerburgum – Otnangum; Záhara-Hotzspene-Formation (SE); Egerium (Ton, Tonmergel, Sand, Sandstein)
- 148 Blockschichten in Schieferige Tonmergel und Záhara-Hotzspene-Formation (Blöcke aus Sandstein, Mergelstein, Granit, Gneis)
- 149 Murchelstein-Formation (WZ); Boucky-Formation (PE); Egerium – Eggerburgum (Mergel, Ton)
- 150 Thamsal-Formation; Otenthal-Formation (WZ); Pausermer-Formation (PE); Mehltschichten; Nemce-Formation (SE); Prábohum – Unteres Egerium (Tonmergel, Tonstein, Sand, Diatomit)
- 151 Rengulz-Formation; Niederhalla-Formation (Kalkstein, Kalk, Plattenkalkschichten); Plábohum (Sand, Sandstein, Kalkstein)
- 152 Haidhof-Formation; Lutetium (Sandstein, Kalkstein mit Bitumen)
- 153 Waschberg-Formation; Ypresium – Lutetium (Kalkstein)
- 154 Bruderdorf-Formation; Zaya-Formation; Danium – Thamsal (Mergel, Sandstein, Glaukonit sandstein)
- 155 Mucronen-Schichten (WZ); Palava-Formation (SE); Maasdorfium – Camparium (glaukonitischer Tonmergel, Sand, Sandstein)
- 156 Kliment-Formation; Oberes Turonium – Sarmatum (glaukonitischer Sandstein, Tonstein, Mergelkalk)
- 157 Ernstrum-Formation; Thibonium (organodetritischer Kalkstein)
- 158 Kierntz-Formation; Oxfordium – Thibonium (Mergelkalk)

**Intramontane Becken**

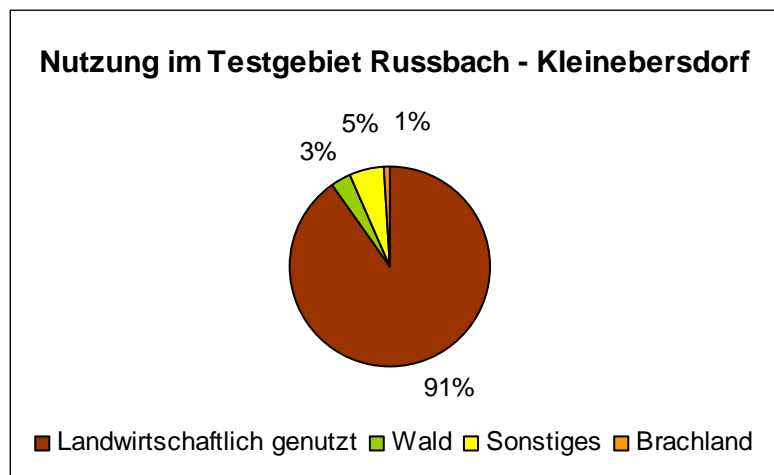
**Neogen: Wiener Becken, Pannonische Becken und andere intramontane Becken**

- 200 Blockschotter, Blockkonglomerat, Kies (u.a. Würflacher Blockschotter); Pliozän
- 201 Burste Lehmserie (nördliches Wiener Becken); Unteres Pliozän (Lehm, rötlich, Kies, Blockwerk)
- 202 Lopersbach-Formation (südliches Wiener Becken); Unteres Pliozän (Lehm, rötlich, Kies, Blockwerk)
- 203 Rohrbach- und Ternitz-Formation; Unteres Pliozän (Konglomerat)
- 204 Tihary-Formation; Oberes Pannonium – Pliozän (Ton, Sand)
- 205 Sedimente des Pannonium i.A.
- 206 Inzersdorfer Tegel, Congenientegel
- 207 Sand, Sandstein, Mehlsand
- 208 Kies
- 209 Loobersdorf-Formation; Unteres Pannonium (mergeliger Sand, Feinsand, Kies)
- 210 Ton, Sand, Kies, lokal Lignit und Süßwasserkalk – Gbely-Formation i.d. Slowakei
- 211 Neufeld-Formation; Dubrany-Formation; Oberes Pannonium (Sand, Kies, Ton, Braunkohle)
- 212 Ivanka-Formation (Donau-Becken – Sand, Ton, z.T. Konglomerat, Mergel); Zahore-Formation (Wiener Becken – Ton, Sand)
- 213 Kapfersteiner Schotter
- 214 Triesting- und Piesting-Schotter (Unteres Pannonium)
- 215 Basalt von Oberpullendorf, Paulberg (basischer Vulkanismus); Pannonium – Sarmatum
- 216 Sedimente des Sarmatum i.A.
- 217 Ton vorwiegend
- 218 Sand vorwiegend
- 219 Kies vorwiegend
- 220 Detritärer Leithakalk
- 221 Holic-Formation (Mergel, Sand); Skalica-Formation (Mergel)
- 222 Sedimente des Badenum i.A.
- 223 Ton vorwiegend
- 224 Sand vorwiegend
- 225 Kies vorwiegend; Bannholzschotter
- 226 Brekzie (u.a. Gainfarter Brekzie)
- 227 Leithakalk, Süßwasserkalk von Amers
- 228 Blockschotter
- 229 Sedimente des Karpatium i.A.
- 230 Korneuburg-Formation (Tonmergel, Feinsand)
- 231 Brennberger Blockstrom (Kristallinblockwerk in sandligem Bindemittel)
- 232 Sinnersdorf-Formation (Blockwerk, Konglomerat, Tufflagen)

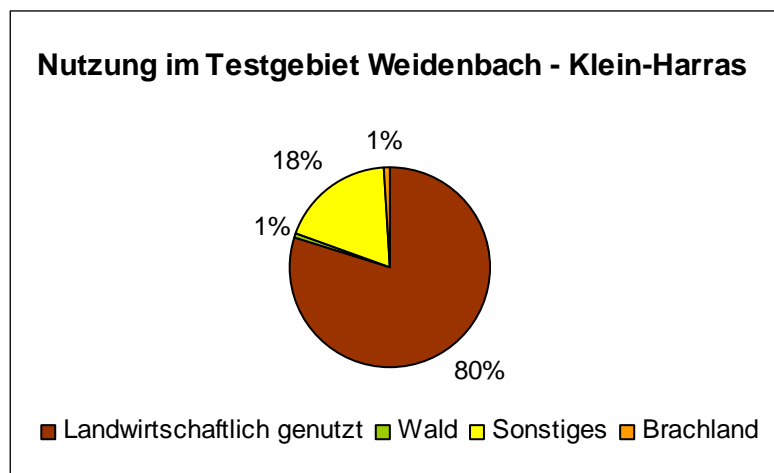
Abbildung 28 Auszug Legende zur geologischen Karte Niederösterreich (Geologische Bundesanstalt, 2002)



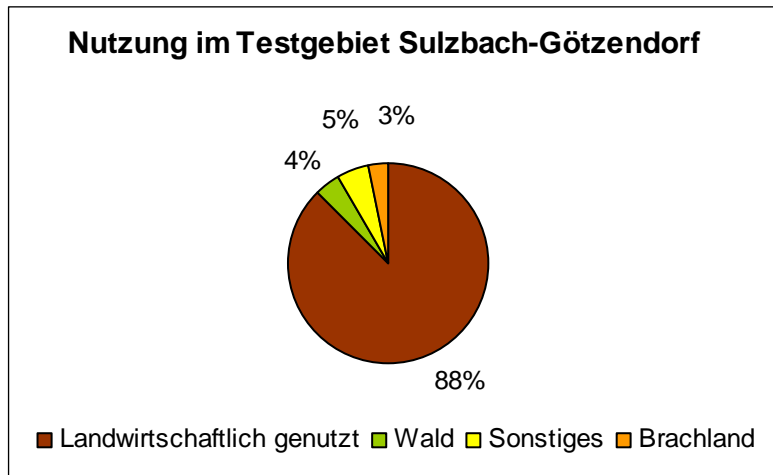
**Abbildung 29: Nutzung im Testgebiet Russbach-Lachsfeld, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009**



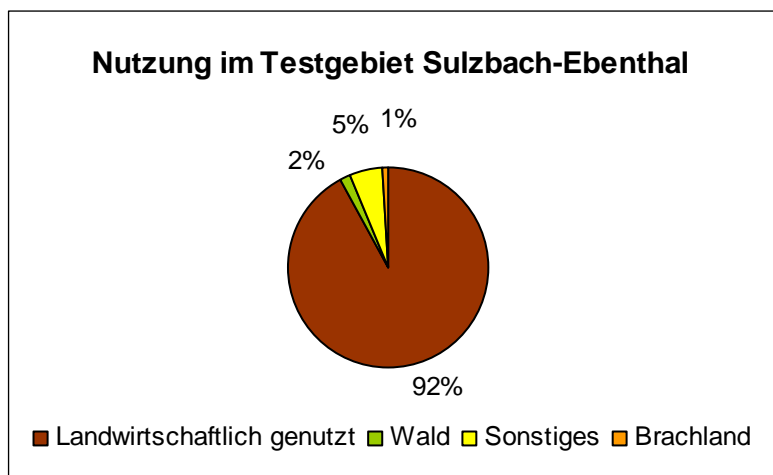
**Abbildung 30: Nutzung im Testgebiet Russbach-Kleinebersdorf, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009**



**Abbildung 31: Nutzung im Testgebiet Weidenbach-Klein-Harras, Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009**



**Abbildung 32: Nutzung im Testgebiet Sulzbach-Götzendorf,  
Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009**



**Abbildung 33: Nutzung im Testgebiet Sulzbach-Ebenthal,  
Datengrundlage: BAW Petzenkirchen, 2009**

## Curriculum Vitae (Stand September 2009)

### **Rosemarie Hösl**

Wohlfahrtsschlag 1

3283 St. Anton an der Jeßnitz

☎ +436601034551

E-Mail: rosemarie.hoesl@gmail.com

Geburtstag: 22.10.1984, Nationalität: Österreich

---

### **Ausbildung**

WS 2008	ERASMUS-Austauschsemester an der Humboldt Universität zu Berlin, Deutschland
2004 – gegenwärtig	Diplomstudium Theoretische und Angewandte Geographie am Institut für Geographie und Regionalforschung, Universität Wien Schwerpunkt Landschaftsökologie und Naturraumanalyse, Angewandte Geomorphologie, Boden- und Hydrogeographie
1999 – 2004	Höhere Lehranstalt für wirtschaftliche Berufe, St. Pölten Ausbildungsschwerpunkt Sprachen

### **Arbeitserfahrung und Praktika**

Juli 2008	Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen, Freie Mitarbeiterin Datenerhebung und –verarbeitung, Kartierungen im Gelände und Verarbeitung in ArcGIS
-----------	---

Sommersemester 2007 bis Sommersemester 2009     Institut für Geographie und Regional-  
forschung, Universität Wien  
Tutorin für das physiogeographische Geländepraktikum  
Betreuung der Studenten

Sommer 2004 – 2007     Wittur AG Scheibbs, NÖ  
Rechnungskontrolle  
Selbstständige Kontrolle und Vorkontierung  
der Eingangsrechnungen sowie Besucher-  
betreuung

## **Fähigkeiten**

ArcGIS  
Englisch (in Wort und Schrift)  
Italienisch (Schulkenntnisse)  
Französisch (Schulkenntnisse)  
Spanisch (Grundkenntnisse)

## **Interessen**

Tennis, Reisen Wandern, Skifahren, Klettern