

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS DE ÁGUA NA DINÂMICA
DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERGENTES DO
BANHADO DO TAIM**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Cristiano Niederauer da Rosa

Santa Maria, RS, Brasil

2016

INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS DE ÁGUA NA DINÂMICA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERGENTES DO BANHADO DO TAIM

Cristiano Niederauer da Rosa

Dissertação apresentado ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Ambiental**.

Orientadora: Dr^a. Rutinéia Tassi
Co-Orientador: Dr. Daniel Gustavo Allasia Piccilli

Santa Maria, RS, Brasil

2016

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Rosa, Cristiano Niederauer da
Influência dos níveis de água na dinâmica de macrófitas aquáticas emergentes do banhado do Taim. / Cristiano Niederauer da Rosa.-2016.
174 p.; 30cm

Orientadora: Rutinéia Tassi
Coorientador: Daniel Gustavo Allasia Piccilli
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, RS, 2016

1. Sensoriamento Remoto de macrófitas aquáticas emergentes 2. Dinâmica de áreas úmidas 3. Influência de níveis d'água em macrófitas emergentes I. Tassi, Rutinéia II. Piccilli, Daniel Gustavo Allasia III. Título.

© 2016

Todos os direitos autorais reservados a Cristiano Niederauer da Rosa. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.
E-mail: cristianonr@hotmail.com

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a dissertação de
Mestrado

**INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS DE ÁGUA NA DINÂMICA DE
MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERGENTES DO BANHADO DO TAIM**

elaborado por
Cristiano Niederauer da Rosa

Como requisito para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Ambiental

COMISSÃO EXAMINADORA:



Rutinéia Tassi, Dr^a. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Daniel Gustavo Allasia Piccilli, Dr. (UFSM)
(Co-Orientador)



Waterloo Pereira Filho, Dr. (UFSM)



Maria Angélica Gonçalves Cardoso, Dr. (INPE)

Santa Maria, 13 de janeiro de 2016.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Universidade Federal de Santa Maria

INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS DE ÁGUA NA DINÂMICA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERGENTES DO BANHADO DO TAIM

AUTOR: CRISTIANO NIEDERAUER DA ROSA

ORIENTADOR: RUTINÉIA TASSI

CO-ORIENTADOR: DANIEL GUSTAVO ALLASIA PICCILLI

O presente trabalho avaliou, por meio de técnicas de Sensoriamento Remoto e geoprocessamento, a influência das condições hidrológicas na dinâmica de macrófitas aquáticas emergentes no Banhado do Taim (BT), importante área úmida do Rio Grande do Sul. O BT ocupa cerca de 53% da área total da Estação Ecológica do Taim, uma Unidade de Conservação Federal, que tem seus usos compartilhados, principalmente entre conservação da biodiversidade e irrigação. A irrigação é uma importante atividade econômica para a região, no entanto, altera o regime hidrológico do BT, característica fundamental para a manutenção da biodiversidade local. Assim, o entendimento de como o regime hidrológico impacta a biodiversidade do BT constitui-se em uma importante ferramenta para o gerenciamento dos recursos hídricos da região. Neste contexto, foram selecionadas três espécies de macrófitas aquáticas emergentes (MAE), *Z. bonariensis*, *S. californicus* e *S. giganteus*, consideradas indicadores biológicos do BT. Para avaliar como os níveis de água impactam as três MAE, foram realizadas análises da relação entre condição hidrológica, mapas de ocorrência da vegetação, índice por diferença normalizada (NDVI) e índice de adequabilidade de habitat (IAH). Para a identificação das áreas de ocorrência e determinação do NDVI das MAE, foram utilizadas imagens Landsat dos sensores TM e ETM, compreendidas entre os anos de 1984 e 2003, enquanto o IAH e o regime hidrológico foram obtidos a partir de estudos prévios (Tassi, 2008; Xavier, 2015). A metodologia empregada mostrou que as MAE *Z. bonariensis*, *S. californicus* são mais sensíveis a níveis d'água maiores (representativos de condições de cheia); nesta situação, foram identificadas reduções nas áreas de ocorrência destas espécies. Para níveis de água menores (condições de seca), houve um aumento nas áreas de ocorrência das três espécies. O NDVI se mostrou um índice eficaz no entendimento da resposta das MAE às condições hidrológicas, mesmo apresentando muita dificuldade na diferenciação de vegetação e água sob condições de cheia. De modo geral, foram encontrados bons coeficientes de determinação entre o NDVI e o IAH médio de três meses (mês da imagem + dois meses anteriores à data da imagem), e entre o NDVI e a condição hidrológica (nível d'água) de dois meses anteriores à data da imagem. Esses resultados são indícios de que os efeitos das condições hidrológicas sobre as MAE estudadas não são prontamente detectados, e que ações antrópicas podem produzir efeitos a longo prazo.

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto de macrófitas aquáticas emergentes. Dinâmica de áreas úmidas. Influência de níveis d'água em macrófitas emergentes.

ABSTRACT

Master Thesis
Post-Graduation Program in Environmental Engineering
Universidade Federal de Santa Maria

INFLUENCE OF WATER LEVELS IN THE DYNAMICS OF EMERGENT AQUATIC MACROPHYTES FROM TAIM WETLAND

AUTHOR: CRISTIANO NIEDERAUER DA ROSA

ADVISOR: RUTINÉIA TASSI

CO-ADVISOR: DANIEL GUSTAVO ALLASIA PICCILLI

This work evaluated, through techniques of Remote Sensing and geoprocessing, the influence of hydrological conditions in the dynamics of emergent aquatic macrophytes in Taim Wetland (TW), important wet area in Rio Grande do Sul. The TW covers about 53% of the entire area of Taim's Ecological Station, a Federal Protected Area, which has its uses shared, mainly between biodiversity protection and irrigation. The irrigation is an important economical activity for the region, however, it changes the hydrological regime of TW, a fundamental feature for the maintenance of local biodiversity. Thus, the understanding of how the hydrological regime impacts TW's biodiversity is an important tool for the management of water resources in the region. In this context, three species of emergent aquatic macrophytes (EAM), *Z. bonariensis*, *S. californicus* and *S. giganteus*, were selected, both considered as biological indicators of TW. In order to evaluate how the water levels impact the three EAM, some analyses on the relationship among the hydrological condition, maps of vegetation occurrence, index for normalized difference (IND) and index of habitat suitability (IHS) were carried out. For the identification of the occurrence areas and determination of IND of EAM, Landsat images from TM and ETM sensors were used, comprising the period between 1984 and 2003, while the IHS and the hydrological regime were obtained from previous studies (Tassi, 2008; Xavier, 2015). The employed methodology showed that the EAM *Z. bonariensis* and *S. californicus* are more sensitive to larger water levels (representatives of flood conditions); in this situation, reductions in the occurrence areas of these species were identified. For smaller water levels (drought conditions), there was an increasing in the occurrence areas of the three species. The IND showed an effective index for the understanding of EAM's response to the hydrological conditions, although in many cases there was so much difficulty in the differentiation of vegetation and water. Generally, good coefficients of determination were found between the IND and the average IHS of three months (month of image + two months previous to the image date), and between the IND and the hydrological condition (water level) of two months previous to the image date. These results are the evidence that the effects of hydrological conditions on the studied EAM are not readily detected, and that anthropic actions can produce long-term effects.

Keywords: Remote sensing of emergent aquatic macrophytes. Dynamics of wet areas. Influence of water levels in emergent macrophytes.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Relação presumida entre a profundidade da água média adequada para a reprodução da carriça em uma zona úmida. Fonte: (GUTZWILLER et al., 1987).37
- Figura 2 - IAH desenvolvido para aves pernaltas dos Everglades, em função da profundidade média de água semanal para os meses de novembro a abril. Fonte: (TARBOTON et al., 2004).37
- Figura 3 - Espacialização do IAH gerado para *S. californicus* no Banhado do Taim considerando um período normal correspondente a janeiro de 2001. Fonte: adaptado de Xavier (2015).....39
- Figura 4 - Localização do Banhado do Taim. Fonte: do autor.42
- Figura 5 - Sazonalidade da série de (A) precipitação, (B) evaporação, (C) irrigação e (D) Cota de água na região do BT. Fonte: Tassi (2008).....44
- Figura 6 - Cotas máximas e mínimas encontradas no Histórico de cotas d'água do BT.....46
- Figura 7 - Fluxograma metodológico51
- Figura 8 - Áreas predominantes de ocorrência das classes de macrófitas flutuantes, submersas, *S.giganteus*, *Z.bonariensis* e *S.californicus* no banhado do Taim. Fonte – (GUASSELLI, 2005).55
- Figura 9 - Localização das amostras das classes de coberturas de macrófitas aquáticas. Fonte: (GIOVANNINI, 2004 apud GUASSELLI, 2005).....56
- Figura 10 - Fluxograma com os processos do item padrão da vegetação. A) Processo 1; B) Processo 2; C) Processo 3; D) Processo 4; E) Processo 5.59
- Figura 11 - Rotina em Python utilizada na atribuição de classes de ocorrência por pixel; Os valores de (C2, D2, EZ, F2, G2, H2) são os campos da tabela correspondentes a cada média de área de ocorrência encontradas nas imagens PV(p)clas; os return 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 representam as classes da imagem padrão da vegetação em cada condição hidrológica, sendo, respectivamente: água, *S. californicus*, dunas, *S. giganteus*, não identificadas e *Z. bonariensis*, mistura.....61
- Figura 12 - Fluxograma do cálculo de áreas de ocorrência. A) Imagens resultantes do processo 1 do item 4.2.3.1; B) Processo realizado neste item.....62
- Figura 13 - Fluxograma de análise. A) etapa de separação das classes de interesse; B) etapa de divisão das classes em zonas de ocorrência; C) etapa de obtenção dos valores médios de cada variável por zona de ocorrência.....63
- Figura 14 - Cenários de análise, onde: NDVI é o valor de NDVI médio da imagem, IAH é o índice de adequabilidade de habitat médio, Lâm é a lâmina d'água média, i indica o mês. As caixas tracejadas mostram os meses que foram relacionados para a composição. Caixas

tracejadas com uma linha em cima, indicam a obtenção de uma média entre as variáveis.....	64
Figura 15 - Hidroperíodo do BT juntamente com as datas das imagens Landsat utilizadas no estudo.....	69
Figura 16 - Áreas de lâmina de água aparente por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 06/07/87 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de lâmina na condição de seca; E) ocorrência de lâmina na condição de normal; F) ocorrência de lâmina na condição de cheia.....	71
Figura 17 - Ocorrência de <i>S. californicus</i> por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de <i>S. californicus</i> na condição de seca; E) ocorrência de <i>S. californicus</i> na condição normal; F) ocorrência de <i>S. californicus</i> na condição de cheia.....	72
Figura 18 - Área de ocorrência de <i>S. californicus</i> aparentemente submerso: A1) Imagem geral do BT da data de 12/11/02 composição RGB - 543; A2) área de ocorrência de <i>S. californicus</i> para a data de 12/11/02 composição RGB - 543; B1) Imagem geral do BT da data de 14/08/84 composição RGB - 543; B2) área de ocorrência de <i>S. californicus</i> para a data de 14/08/84 composição RGB - 543.....	74
Figura 19 - Ocorrência de <i>S. giganteus</i> por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de <i>S. giganteus</i> na condição de seca; E) ocorrência de <i>S. giganteus</i> na condição normal; F) ocorrência de <i>S. giganteus</i> na condição de cheia.	75
Figura 20 - Ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> na condição de seca; E) ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> na condição normal; F) ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> na condição de cheia.....	76
Figura 21 - Padrão da vegetação por condição hidrológica gerado no item 4.2.3.1, etapa 4. A) Seca; B) Normal; C) Cheia.	78
Figura 22 - Padrão de ocorrência do BT; A) Áreas de ocorrência das classes do estudo no BT; B) Local de ocorrência de <i>S. giganteus</i> ; C) Local de ocorrência de <i>S. californicus</i> ; D) Local de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> ; E) Local de ocorrência de Água	80
Figura 23 - Zonas de ocorrência por espécie de macrófita.	80

Figura 24 - Valor de NDVI máximo e mínimo para a espécie <i>Z. bonariensis</i> no Banhado do Taim	82
Figura 25 - Relação entre os valores de NDVI e IAH médios das áreas de ocorrência das MAE no BT. A) <i>Z. bonariensis</i> B) <i>S. californicus</i> C) <i>S. giganteus</i>	84
Figura 26 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> ; A) NDVI e lâmina d'água zona 1 cenário 2; B) NDVI e IAH zona 1 cenário 6; C) NDVI e lâmina d'água zona 2 cenário 2; D) NDVI e IAH zona 2 cenário 5; E) NDVI e lâmina d'água zona 3 cenário 2; F) NDVI e IAH zona 3 cenário 4.	85
Figura 27 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> no verão: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 1; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 3.....	86
Figura 28 – Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> no verão: C) NDVI x lâmina d'água Zona 2 cenário 1; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 3; E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 2; F) NDVI x IAH zona 3 cenário 3.....	87
Figura 29 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> no outono: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 4; C) NDVI x IAH zona 2 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 6; E) NDVI x IAH zona 3 cenário 3.	88
Figura 30 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> no inverno: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 6; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 3; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 5; E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 3; F) NDVI x IAH zona 3 cenário 1.....	89
Figura 31 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> na primavera: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 3; C) NDVI x IAH zona 2 cenário 6; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3.....	90
Figura 32 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> : A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 5.....	92
Figura 33 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> : C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; D) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 6; E) NDVI x IAH zona 3 cenário 5; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3;	93
Figura 34 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> no verão. A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 2; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 5; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 2; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 1.	94
Figura 35 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> no verão. E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 2 F)	

	NDVI x IAH zona 3 cenário 1; G) NDVI x lâmina d'água zona 4 cenário 2; H) NDVI x IAH zona 4 cenário 1.....	95
Figura 36 -	Melhores R ² encontrados para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> no outono: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH para zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água para zona 2 cenário 3; C) NDVI x IAH para zona 2 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água para zona 3 cenário 2; E) NDVI x IAH para zona 3 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH para zona 4 cenário 3;.....	96
Figura 37 -	Melhor R ² por zona de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> no inverno: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 5; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 5; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 3; F) NDVI x IAH zona 3 cenário 1;.....	97
Figura 38 -	Melhor R ² por zona de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> no inverno: G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.....	98
Figura 39 -	Melhor R ² por zona de ocorrência de <i>Z. borariensis</i> na primavera: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH, zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH, zona 2 cenário 3.....	98
Figura 40 -	Melhor R ² por zona de ocorrência da espécie <i>Z. borariensis</i> na primavera: C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH, zona 3 cenário 3; D) NDVI x lâmina d'água, zona 4 cenário 3; E) NDVI x IAH, zona 4 cenário 2;.....	99
Figura 41 -	Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. giganteus</i> : A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 6; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 2; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 4;	101
Figura 42 -	Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. giganteus</i> no verão. A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 2; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.....	102
Figura 43 -	Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. giganteus</i> no outono: A) NDVI x lâmina d'água para zona 1 cenário 2; B) NDVI x IAH para zona 1 cenário 3; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.	103
Figura 44 -	Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. giganteus</i> no inverno: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1.....	104
Figura 45 -	Melhor R ² por zona de ocorrência da espécie <i>S. giganteus</i> na primavera: A) NDVI x lâmina d'água, zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH, zona 1 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características da imagem dos sensores utilizados.....	50
Tabela 2 - Data das Imagens e seus respectivos níveis de água médio mensal do Banhado do Taim. Linhas com cor cinza escuro, branco e cinza claro correspondem respectivamente a condições de cheia, normal e seca.....	68
Tabela 3 - Resumo dos melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i>	86
Tabela 4 - Resumo dos Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. californicus</i> por estação do ano.	91
Tabela 5 - Resumo dos melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i>	93
Tabela 6 - Resumo dos Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>Z. bonariensis</i> por estação do ano.	100
Tabela 7 - Resumo dos melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. giganteus</i>	102
Tabela 8 - Resumo dos Melhores valores de R ² , para as zonas de ocorrência de <i>S. giganteus</i> por estação do ano.....	105

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AOGCMs	Modelos Atmosfera-oceano de Circulação Global
AUs	Áreas Úmidas
BT	Banhado do Taim
ESEC	Estação Ecológica
IAH	Índice de Adequabilidade de Habitat
IA	Índice de Adequabilidade
IR	Infravermelho
MAE	Macrófitas Aquáticas Emergentes
ND	Nível digital
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
RGB	Red, Blue, Green
SHP	Shapfile
SIGs	Sistemas de Informações Geográficas
SCP	<i>Semi automatic classification Plugin</i>
SR	Sensoriamento Remoto
DSG	Diretoria de Serviço Geográfico
UTM	Universal Transversa de Mercato
R²	Coeficiente de determinação

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	17
1.1	Objetivo	23
1.1.1	Objetivos específicos.....	23
2.	REVISÃO DA LITERATURA.....	25
2.1	Áreas úmidas	25
2.2	Tipos de Vegetação em Banhados.....	26
2.3	A Relação Macrófitas Aquáticas e Nível de Água.....	27
2.4	Sensoriamento Remoto no Estudo da Dinâmica de Macrófitas em AUs	29
2.5	Alterações em Condições Ambientais e seus Possíveis Impactos em Ecossistemas de Áreas Úmidas.....	31
2.6	Uso de Indicadores Biológicos e Índices de Adequabilidade	34
3.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	41
3.1	Climatologia	43
3.2	Regime hidrológico	44
3.3	Índices de Adequabilidade de Habitats do BT	46
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
4.1	Materiais	49
4.2	Métodos.....	50
4.2.1	Tratamento Inicial dos Dados	51
4.2.1.1	Definição dos períodos de cheia, seca e normal	51
4.2.2	Processamento das imagens de satélite	52
4.2.2.1	Correção do efeito atmosférico, conversão de níveis digitais para refletância e combinação de bandas.	52
4.2.2.2	Correções Geométricas.....	53
4.2.2.3	Recorte das imagens.....	54
4.2.2.4	Classificação digital das imagens.....	54
4.2.2.5	Transformação das imagens classificadas em imagens binárias	57
4.2.2.6	Composição do índice de vegetação normalizada (NDVI)	57
4.2.3	Análise da relação entre as lâminas d'água, IAHS e a dinâmica das macrófitas aquáticas.....	58
4.2.3.1	Padrão da distribuição das macrófitas aquáticas no BT	58
4.2.3.2	Relação entre IAHS e lâmina d'água com o NDVI	63
5.	RESULTADOS.....	67
5.1	Imagens selecionadas e determinação das condições de seca, cheia e normal.....	67
5.2	Áreas de ocorrência de macrófitas e lâmina de água	70
5.2.1	Ocorrência de áreas alagadas.....	70
5.2.2	Ocorrência de <i>Scirpus californicus</i>	72
5.2.3	Ocorrência do <i>Scirpus giganteus</i>	74
5.2.4	Ocorrência de <i>Zizaniopsis bonariensis</i>	75
5.3	Padrão da vegetação em função da condição hidrológica.....	77
5.4	Análise investigativa do NDVI e sua relação com nível d'água e IAH....	81
5.4.1	Relação estação do ano e período vegetativo com o NDVI das MAE	81
5.4.2	Relação entre NDVI e IAH, lâmina d'água.....	83
5.4.2.1	<i>S. californicus</i>	84

5.4.2.2	<i>Z. bonariensis</i>	92
5.4.2.3	<i>S. giganteus</i>	101
5.4.3	Síntese das análises da relação entre NDVI, IAH e lâmina de água	106
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	107
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111
	APÊNDICE A	125
	APÊNDICE B	130
	APÊNDICE C	133
	APÊNDICE D	145
	APÊNDICE E	149
	APÊNDICE F	165
	APÊNDICE G	167

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Ecosistemas de áreas úmidas (AU) são de grande importância por possuírem uma vasta biodiversidade e prestarem serviços ambientais aos seres humanos (MORAES, 2011), sendo grandes aliados no combate ao aquecimento global. As AU são essenciais à sobrevivência do ser humano por servirem na recarga de reservas de águas subterrâneas, estarem relacionadas com a purificação da água, regulação dos ciclos biogeoquímicos, estocagem de carbono tratamento de dejetos, controle de inundações, e proteção contra tormentas, proporcionando possibilidades de uso recreativo, além de serem considerados áreas verdes de purificação e oxigenação do ar (BURGER, 2000; PRATES et al., 2010).

No entanto, muitos ainda questionam a capacidade cooperativa que o banhado tem para com a sociedade como um todo, principalmente onde estes são tratados como retardadores do desenvolvimento urbano, sendo usados como fontes de retirada de água para agricultura, depósito de resíduos, sendo aterrados para a construção civil, entre outros, o que acaba os tornando cada vez mais escassos.

Como as flutuações do nível de água (hidroperíodo) e dos padrões de fluxo desempenham um papel definitivo na criação e na manutenção dos diferentes habitats de uma AU, qualquer atividade que altere o hidroperíodo ao qual a mesma está submetida pode ocasionar mudanças ao ecossistema (MOTTA-MARQUES, 1997; ZEDLER et al., 2005) e até mesmo a extinção de espécies que dela dependem.

Em razão disso, a preservação destes ambientes tornou-se prioridade em todo o mundo, apoiada por acordos internacionais como a Convenção de Ramsar (acordo intergovernamental global que visa à conservação de áreas úmidas) e a Convenção Internacional da Diversidade Biológica.

Somam-se a essa necessidade as previsões do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2014), que destacam o crescente aumento nas temperaturas mundiais, o que acaba afetando diretamente a hidrologia de terras úmidas, devido à ação sobre os processos de evapotranspiração e precipitação.

No Brasil, destacam-se importantes AU, a exemplo do Pantanal e do Banhado do Taim, sendo este último escolhido como objeto de estudo desta pesquisa. O

Banhado do Taim (BT) está inserido na Estação Ecológica do Taim (ESEC-Taim), uma Unidade de Conservação Federal. A ESEC-Taim é reconhecida mundialmente como uma das mais importantes áreas de conservação do Sul do Brasil, preservando banhados (especialmente o Banhado do Taim), lagoas, campos, dunas e matas, que abrigam uma grande diversidade de espécies de vegetais e animais (MMA, 2013). Esta área enquadra-se na Lei Federal nº 9985 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação, de 18 de julho de 2000), que visa à preservação e a realização de pesquisas científicas.

O BT trata-se de uma região fundamental para a garantia da manutenção da estabilidade ecológica da região, que é suscetível a eventos extremos, onde já foram constatadas cheias que ocasionaram morte de espécies, além de secas que esgotaram quase toda a água de baías e lagoas do local, deixando a essência do banhado quase esquecida (PANESSA et al., 1989). Soma-se a isso o histórico de conflitos pelo uso da água devido à agricultura e outros usos compartilhados na região (SETE, 2010).

Uma das maneiras de avaliar os impactos de ações antrópicas em uma terra úmida, ou mesmo devido a fenômenos climáticos, é através do uso de indicadores biológicos, que respondem de forma muito peculiar às condições específicas do local. As espécies indicadoras refletem as condições de seus habitats no ecossistema, que por sua vez estão diretamente relacionados com a disposição de recursos que dependem da dinâmica paisagística e esta, por sua vez, é o resultado de condições hidrológicas específicas.

Na identificação desta dinâmica, o Sensoriamento Remoto se apresenta como importante ferramenta no mapeamento e acompanhamento do estado da vegetação, (CARVALHO et al., 2012). Nos últimos anos, pode-se observar uma grande quantidade de estudos que utilizam esta ferramenta em áreas úmidas, para encontrar uma relação entre o impacto de áreas de inundação na distribuição de macrófitas, exemplos como estes são encontrados nos trabalhos de Fragal et al. (2012) e Ward et al. (2014).

Portanto, o entendimento da dinâmica da vegetação por meio do SR em uma terra úmida, juntamente com aspectos relacionados ao seu hidroperíodo e/ou indicadores de qualidade ambiental, é um importante aliado na compreensão do comportamento de uma terra úmida e na prevenção e mitigação de impactos ambientais.

1.1 Objetivo

O objetivo principal desta pesquisa foi avaliar a relação da dinâmica espaço-temporal de macrófitas aquáticas emergentes no Banhado do Taim frente a diferentes níveis d'água com auxílio de SR.

1.1.1 Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- i. Determinar o padrão da distribuição de macrófitas aquáticas emergentes no Banhado do Taim a partir de imagens Landsat TM5, ETM7;
- ii. Investigar como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) das macrófitas aquáticas responde aos diferentes níveis de água do Banhado do Taim e qual a sua relação com os Índices de Adequabilidade de Habitat (IAH).

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Áreas úmidas

O conceito mais aceito que se tem sobre AU no mundo é o estabelecido através do tratado de Ramsar (1971), que Prates et al. (2010) descreve como toda a extensão de pântanos, charcos e turfas, ou superfícies cobertas de água, de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, contendo água parada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas marinhas com profundidade de até seis metros em maré baixa.

No Brasil, as AUs são separadas em três níveis hierárquicos, onde o primeiro nível diferencia-se em três sistemas: i) o costeiro, onde as AUs encontram-se sob influência direta do regime de marés, de intrusões salinas, de deposição atmosférica de substâncias dissolvidas ou particuladas, ou de propágulos do oceano; ii) os interiores, caracterizados por áreas fora da influência direta ou indireta do mar; e iii) antropogênicas, que resultam da atividade humana. O segundo nível é baseado nos parâmetros hidrológicos e o último nível é baseado na ocorrência de plantas superiores e na estrutura de suas comunidades (JUNK et al., 2012). Regionalmente, no Sul do Estado do Rio Grande do Sul as AUs são chamadas também de “banhados”, que provém do espanhol “bañados” (BURGER, 2000).

A característica principal destas áreas são seus estados, constantemente ou provisoriamente alagadas, possuem solo saturado e rico em matéria orgânica de origem vegetal, que resulta em um ambiente com uma biodiversidade sem igual, colonizado por uma biota também particular, adaptada morfológica e fisiologicamente ao hidroperíodo do sistema (CARVALHO, 2007). Portanto, são áreas onde a água é o principal fator que regula o ambiente e a biota (ZEDLER et al., 2005).

Estes ecossistemas proporcionam diversos serviços ao meio ambiente, como estocagem e limpeza da água, recarga do lençol freático, regulação do clima local, manutenção da biodiversidade, regulação dos ciclos biogeoquímicos, estocagem de carbono, a proteção de zonas costeiras à elevação do nível do mar e o controle da

erosão, absorção de grandes volumes de chuva (BURGER 2000; CHOMENKO, 2007).

2.2 Tipos de Vegetação em Banhados

A vegetação associada aos banhados se resume basicamente em diversos tipos de macrófitas aquáticas, sendo a permanência das mesmas durante todo o ano responsável por manter a alta heterogeneidade de habitats, com conseqüente elevada biodiversidade de animais (AGOSTINHO et al., 2000). As macrófitas aquáticas exercem um papel importante na ciclagem e estocagem de nutrientes, bem como, servem de abrigo para outros organismos aquáticos que contribuem para a oxigenação da água (ESTEVES, 1998).

As macrófitas aquáticas são a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos (TASSI 2008). Prova disto são os resultados encontrados por Pott et al. (2012), Burger (2000), Maltchik et al. (2010), que relatam a predominância de diversas espécies de macrófitas aquáticas em diferentes AUs que, por sua vez, influenciam a cadeia alimentar e bioenergética nos ecossistemas destas (LEMLY, 1997).

A distribuição das macrófitas aquáticas no ambiente aquático é variável, e depende do grau da adaptação da espécie, podendo habitar regiões de lâmina de água mais rasa ou mais profunda, sendo por isso classificadas em emersas, flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e com folhas flutuantes (Esteves 1988).

As macrófitas emersas, ou emergentes, são plantas enraizadas, que apresentam as folhas acima da lâmina d'água, enquanto as flutuantes se desenvolvem livremente no espelho d'água. Já as submersas são plantas enraizadas que crescem submersas; existem, ainda, as submersas livres, que são plantas com raízes pouco desenvolvidas e que flutuam submersas em águas tranquilas e aquelas com folhas flutuantes, que embora sejam enraizadas possuem folhas flutuando na lâmina d'água (Esteves 1988).

As macrófitas emergentes são mais similares às plantas terrestres, porém suas raízes ficam embaixo da água com a grande maioria de sua parte basal (caule

e folhas) acima da superfície da água; seu processo de reprodução acontece acima da água, sendo as raízes a sua única fonte de nutrientes (CRONK et al., 2001).

2.3 A Relação Macrófitas Aquáticas e Nível de Água

O nível da água e as propriedades do escoamento têm alta influência no desenvolvimento das macrófitas, não só por estarem relacionadas com a redução na disponibilidade de oxigênio e nutrientes, mas também pela alteração da textura e composição do substrato, pela pressão mecânica na estrutura das plantas, e até pela redução da disponibilidade de luz para as espécies submersas, comprometendo a sobrevivência da vegetação (TASSI, 2008).

Muitas espécies de plantas de uma AU mostram variações consideráveis em suas tolerâncias e adaptações a diferentes regimes da água, o que não significa que elas cresçam melhor em locais com muita ou pouca água (WHEELER, 1999). Algumas espécies sobrevivem melhor a níveis mais baixos que altos e vice-versa.

O efeito decorrente das flutuações de lâmina de água na vegetação, depende de sua magnitude e duração. Conforme a altura ou tamanho, por exemplo, as macrófitas emergentes podem crescer em águas acima de 2m de altura de lâmina de água, pois aumentam a cobertura de folhas ou caules não submersos, melhorando sua captação de oxigênio. Porém, se estas macrófitas forem submetidas a estas condições por um longo período, podem chegar a uma situação de estresse hídrico e morrer (ROBERTS et al., 2000)

Em resposta ao stress causado pelo aumento do nível da água, Demetrio et al. (2014) descrevem que o aumento do diâmetro do pecíolo e áreas de plantas basais em períodos de cheias proporcionou maior estabilidade e resistência às forças de fluxo de água para as macrófitas *S. montevidensis*, permitindo sua sobrevivência.

Segundo Esteves (1998) as macrófitas aquáticas são profundamente afetadas por mudanças ambientais sazonais, como precipitação e oscilações dos níveis de água. Um exemplo de mudança na composição vegetal devido às alterações no regime hidrológico é encontrado por Miller et al. (2003), que compararam o crescimento de duas espécies de vegetação (*Phalaris* e *Spartina pectinata* nativa do

local) sozinha e juntas, sob quatro hidroperíodos (variando a frequência de inundação e duração) a duas lâminas de água (saturação superficial e inundação de 15 cm). O objetivo do estudo foi responder se diferentes condições hidrológicas poderiam explicar a dominância ou perda de uma espécie em relação a outra. Ao analisar seus resultados, verificaram que sob determinadas condições, uma das duas desenvolve-se melhor que a outra, concluindo que devido à capacidade maior de adaptação da *Phalaris* às condições da terra úmida, ela se constitui em uma ameaça às espécies nativas

Analisando a influência das flutuações dos níveis de água na dinâmica da vegetação em áreas adjacentes aos canais de irrigação e drenagem no Alto Valle do rio Negro-Argentina, Conticello et al. (2002) verificaram que alagamentos propiciam o aparecimento de *Scirpus californicus*. Com o nível da água baixo, há uma maior ocorrência de *Salicornia ambigua* e *Distichlis spicata*, ambas espécies invasoras que ameaçam a preservação do ecossistema. Teixeira (2013) relata em seu estudo que períodos de seca e cheia influenciam aspectos reprodutivos e vegetativos da macrófita *S. auriculata*.

Ao avaliar o impacto das mudanças de habitats devido às alterações no hidroperíodo do Parque Nacional Everglades - Estados Unidos, através de um estudo de estatística espacial, Foti et al. (2013) mostraram que as espécies da flora mais comuns no local são sensíveis a mudanças extremas no hidroperíodo, ocasionando graves perdas nos habitats de espécies nativas do Parque.

Segundo Zohary et al. (2011) as modificações não naturais ou extremas nos níveis d'água podem causar alterações nas capacidades fisiológicas de comunidades de macrófitas aquáticas, que culminam na perda destas, o que acaba refletindo na perda da biodiversidade do local. Portanto, é importante que se tenha um amplo conhecimento de como a vegetação corresponde aos níveis de água, e o estudo da dinâmica da vegetação produz informações úteis para o gerenciamento da água em AUs.

2.4 Sensoriamento Remoto no Estudo da Dinâmica de Macrófitas em AUs

As AUs têm como principal regulador de sua paisagem a água. Em estudos de habitats e distribuição da vegetação, considera-se os níveis de água como importante fator regulador da dinâmica da vegetação. A planície de inundação, cuja cobertura vegetal é influenciada pela variação do regime hidrológico, é condicionado pelo clima, pela geomorfologia e ações humanas que desenvolvem suas atividades sobre esta, regidas pelo interesse do desenvolvimento econômico (FRAGAL et al., 2012). Complementando isto, Pesamosca et al. (2013) observam que a dinâmica da vegetação nas AUs é influenciada tanto pela cobertura vegetal, como pela presença e profundidade da lâmina de água.

Em regiões de terras úmidas tem-se como vegetação dominante as macrófitas, que tem sua predominância relacionada com o aumento da profundidade da lâmina de água (VILLANUEVA, 2003). A ocorrência e distribuição espacial das macrófitas aquáticas desempenha papel importante no comportamento hidrodinâmico de banhados, sendo fundamental nos processos destes (NICKERSON et al., 1989). Portanto, o entendimento da variação espaço-temporal (dinâmica) da vegetação é importante, e está relacionado ao hidroperíodo e padrão de escoamento em banhados.

Na identificação desta dinâmica, o SR se apresenta como importante ferramenta no mapeamento e acompanhamento do estado da vegetação. O SR utilizar-se de imagens de sensores óticos/radar (2D), para a identificação de planícies fluviais, aluviões, terraços, AUs em geral, além de estudos aplicados ao uso e cobertura da terra (CARVALHO et al., 2012).

Esta ferramenta proporciona maior agilidade no mapeamento, por possibilitar a aquisição de dados sobre um objeto sem tocá-lo. Assim, com o uso de sofisticados sensores é medida a quantidade de energia eletromagnética que emana de um objeto ou área geográfica à distância (JENSEN, 2009), proporcionando menores custos, quando comparados a levantamentos a campo em locais de difícil acesso como as AUs.

O SR vem mostrando-se uma ferramenta confiável no processo de obtenção de dados de espacialização de macrófitas (MESQUITA, 2013). As imagens de SR cumprem um importante papel na avaliação e quantificação de macrófitas em corpos

hídricos, prestando serviços que possibilitam uma melhor gestão dos recursos hídricos, especificamente em sistemas lênticos, como auxiliares na identificação de locais sob processos de eutrofização e avaliação de clorofila, entre outros (BABAN, 1999).

Embora seja amplamente utilizado, um dos fatores que causam certa dificuldade na aplicação do SR na análise da vegetação de AUs é a oscilação do nível de água. A variabilidade de níveis de água pode mascarar as áreas de vegetação em determinados períodos, causando certa confusão na interpretação das respostas espectrais destes ecossistemas (GUASSELLI, 2005; ZOFFOLI, et al., 2008).

Leite (2011) considera o mapeamento da distribuição espaço-temporal de macrófitas aquáticas através de imagens orbitais de grande valia, pois possibilita a constatação sobre as variabilidades e os padrões de vegetação de forma satisfatória. De acordo com o autor essa informação é útil para as ações de manejo e zoneamento de unidades de conservação, pois a análise deste mapeamento pode vir a definir importantes aspectos, a exemplo de áreas prioritárias a conservação, áreas de risco ambiental, áreas de recuperação e definição de corredores ecológicos (LAGO et al., 2001).

Nos últimos anos, pode-se observar uma grande quantidade de estudos que utilizaram SR em áreas úmidas, para encontrar uma relação entre o impacto de áreas de inundação na distribuição de macrófitas (AFFONSO et al., 2013; FRAGAL et al., 2012; SILVA et al., 2010; WARD et al., 2014). Alguns destes, constataam uma forte correlação negativa entre a cobertura de macrófitas e nível de inundação, para a região da planície de inundação amazônica (SILVA et al., 2011) e nas unidades de conservação Parque Nacional do Ivinheima e Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná no Mato Grosso do Sul (FRAGAL et al., 2012).

Outros autores como Guasselli (2005), Narumalani et al. (1997), Mediondo et al. (2000), Leite (2011), Santiago (2009), Giovannini (2004) e Zhao et al. (2013) utilizaram o SR para analisar a vegetação em AUs, através da aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Este índice tem como base o contraste entre a baixa refletância da vegetação na banda do vermelho e alta na banda do IR próximo - quão maior é este contraste mais saudável a vegetação é considerada (CHUVIECO, 1996).

Em aplicações ainda mais avançadas, podem ser encontrados trabalhos que mostram inclusive a capacidade de diferenciação espectral entre macrófitas aquáticas por meio de dados de SR com sensores hiperespectral e multiespectral, onde são relatados que esta discriminação acontece de maneira mais acentuada em bandas específicas, como a do infra vermelho próximo possibilitando uma melhor separação entre este tipo de vegetação (SHEKED et al., 2013 BECKER et al., 2005, EVERITT et al., 2011; ÜLLAR et al., 2000).

O conhecimento da dinâmica da vegetação, obtido por meio de SR e ferramentas computacionais para processamento de imagem e tratamento dos dados das variáveis, são importantes aliados no monitoramento do bioma Pantanal. Este tipo de estudo tem sido realizado para proporcionar a identificação de problemas relacionados a secas ou cheias anormais ao hidroperíodo (ESQUERDO et al., 2010), otimizando as regras de gerenciamento do ecossistema, ajudando a evitar alterações não naturais neste ecossistema.

2.5 Alterações em Condições Ambientais e seus Possíveis Impactos em Ecossistemas de Áreas Úmidas

O crescimento urbano traz consigo algumas implicações devido a impactos causados por ele no meio ambiente, provocando perdas na flora e fauna de ecossistemas, ocasionando transtornos inclusive às populações vizinhas ou ali instaladas (HOBOLD, 2011). Isso ocorre, pois, a interface entre as habitações e a floresta propicia ao ambiente a invasão de espécies mais generalistas na utilização dos recursos disponíveis, onde casos de acidentes com mordidas de animais como cobras, aracnídeos e insetos tornam-se mais frequentes, bem como a inserção da fauna urbana no ambiente florestal, acabam prejudicando o desenvolvimento da fauna silvestre (MONTEZUMA, 2010).

As alterações causadas no meio ambiente devido a pressões antrópicas sobre os recursos naturais causa ampliação nas áreas de desmatamento, comprometendo a bioestabilização do relevo, acarretando modificações microclimáticas, eliminação de espécies e contaminação hídrica (CAVALCANTI, 2002; RAMOS, 2014).

Montezuma et al. (2010) dizem que as alterações em ecossistemas nativos causam também consequências como o aumento da acidez de chuvas devido à poluição atmosférica, os habitats das espécies sofrem com a penetração de vetores de transformação como poluição sonora e química, perda da umidade do ar e do solo, atropelamento da fauna, caça e eliminação de espécies que tendem a extinção devido à perda de condições ambientais.

O uso da terra é um dos expoentes na alteração de níveis de enxofre em AUs. Jamal (2010) indica que o uso de fertilizantes agrícolas que acabam por entrar nestes ecossistemas são um exemplo disto. A UNESCO (2003) acrescenta a estes expoentes a má drenagem e as práticas de irrigação inadequadas. As consequências destas alterações causam aumento da concentração de sulfato em um corpo d'água acabando por interferir nos os processos biogeoquímicos destes (GILMOUR et al., 1992; VAN DER WELLE et al., 2008). A adição de sulfato que está ligado aos níveis de enxofre afeta a maneira em que o carbono é processado em AU, causando alterações até então desconhecidas no ciclo do carbono (BALDWIN, 2012).

Nutrientes advindos do escoamento agrícola e de resíduos industriais, incluindo deposição atmosférica, podem causar mudanças nas condições tróficas dos litorais, águas, rios, lagos, reservatórios e áreas alagadas. Estes nutrientes podem causar grandes mudanças na cadeia alimentar aquática e produtividade do ecossistema por meio da eutrofização que causa a desoxigenação da água. Esta desoxigenação acaba matando muitas espécies aquáticas e afetando ciclos químicos que alimentam produtividade biológica, implicando diretamente na capacidade de decompor poluentes que entram nas AUs (UNESCO, 2006).

A UNESCO (2006) reverencia o uso descontrolado das AUs como graves ameaças aos ecossistemas aquáticos e espécies em algumas partes do mundo, gerando impactos capazes de afetar gravemente as suas funções de regulação naturais. Isto implica não só na perda de espécies e habitats, mas também nas populações humanas através de imprevisíveis secas e inundações causando erosão e salinização.

Com base nisso, tem-se alguns exemplos das consequências das alterações em fluxos de águas em AUs como o desvio do baixo rio Ganges pela barragem Farakka, que danificou a ecologia do pântano Sunderbands na Índia. Outro exemplo é o uso de água subterrânea para abastecimento das cidades e agricultura que

resultou na dessecação de uma zona úmida Ramsar na Jordânia, com alta biodiversidade de aves migratórias. (UNESCO, 2009).

Outros exemplos são as AU no Sri Lanka, onde a irrigação e outros acontecimentos trouxeram problemas ambientais, como a contaminação e uso não sustentável das águas subterrâneas, causando a degradação de ecossistemas costeiros. Em Camarões, a perda na biodiversidade de AUs está relacionada à drenagem para a agricultura e para a construção em áreas urbanas; aliados a isso tem-se também a falta de vontade política no cumprimento das leis, o que acaba por interferir na luta contra a redução da pobreza (UNESCO, 2009).

As intensas atividades humanas no estado do México, levaram à extinção de espécies e degradação de AU e florestas, sendo em alguns locais completamente destruídas (UNESCO, 2006).

Visando a proteção destes ambientes, deu-se maior prioridade as AU em todo o mundo, através de tratados internacionais como a Convenção de Ramsar (UNESCO, 2006). Aumentando a relevância destes tratados, surgem as preocupações com o sistema climático global, visto que, além das alterações diretas consequentes das mudanças em habitats, tem-se as indiretas provindas das emissões de gases do efeito estufa causando alterações no clima. Estas alterações interferem em quantidades de temperatura e precipitação, impactando na distribuição de ecossistemas produtivos, disponibilidade de alimentos, água, energia, comportamento de plantas e animais (OMS, 2005; IPCC, 2014).

As consequências causadas por um clima mais seco, alterações de temperaturas, quantidade de pluviosidade, assoreamento, fragmentação do habitat e da eutrofização, causam um duplo impacto. Este duplo impacto é proporcionado pelo desenvolvimento humano e agravado pelas alterações climáticas, resultando na modificação da produtividade das plantas, taxas de decomposição da matéria orgânica e de evapotranspiração, intensificação da produção de carbono prejudicando seu armazenamento e ciclos de nutrientes em AUs. (MULHOLLAND et al., 1997; MOORE et al., 1997).

As mudanças no clima podem aumentar o potencial de produção de sementes de determinadas espécies invasoras em certas regiões, agravando a situação das espécies nativas (BRISSEON et al., 2008) e alterando a ecologia da paisagem. Como a estrutura da paisagem é um fator essencial e interfere diretamente na dinâmica de populações em AUs, sua modificação aumenta o risco de extinção e reduz a

possibilidade de deslocamento destas (ANDRÉN, 1994). Assim, avaliar como diferentes espécies respondem às modificações paisagísticas constitui-se em uma importante estratégia para o manejo de AUs.

Uma das formas de realizar este tipo de avaliação é diretamente através do uso de indicadores biológicos, ou por meio de seus índices de adequabilidade de habitat, que retratam as condições específicas a serem preservadas no ambiente, melhorando a qualidade do habitat.

2.6 Uso de Indicadores Biológicos e Índices de Adequabilidade

Conforme Junior (2007), entre os anos 70 e 80, a *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OECD), um dos organismos pioneiros no desenvolvimento de indicadores, passou a se concentrar no desenvolvimento de indicadores ambientais, o que resultou em uma lista de indicadores de sustentabilidade preparadas pela Comissão de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas e pelo Banco Mundial.

Para a OECD (2003), um indicador é descrito como algo que fornece uma pista para um assunto, ou torna perceptível uma tendência ou processo que não é imediatamente detectável, tendo como base uma variável ou um conjunto de variáveis que forneçam informações relevantes sobre o ambiente ou área. Os indicadores são atributos que medem ou refletem o status ambiental ou a condição de sustentabilidade do ecossistema, podendo ser indicadores físicos, químicos e biológicos (ARAÚJO et al., 2007).

Moraes (2011) classifica como componentes biológicos a estrutura e composição da vegetação, da fauna e a comunidade microbiana. Assim, pode-se entender como indicador biológico, fatores determinantes para a conservação da fauna e flora característicos de determinado ecossistema.

Deve ser ressaltada também a importância do cuidado na escolha dos indicadores biológicos, para que as necessidades de grande parte da biodiversidade do local sejam representadas. Isso faz com que haja necessidade de um alto número de indicadores biológicos, e que estes contemplem a variabilidade espacial e temporal dos ecossistemas em questão (TASSI, 2008).

Na literatura são encontrados trabalhos como os de Carneiro et al. (2004), Pôrto et al. (2009), Araújo et al. (2007) que retratam a qualidade de solos em determinadas regiões, utilizando como indicadores biológicos os microrganismos e a diversidade de insetos edáficos. Em ecossistemas de AUs, são comumente empregados indicadores biológicos como répteis, aves, mamíferos, peixes e plantas (GRAVES et al., 1987; LO GALBO et al., 2013; LUZ, 2002; MORA et al., 2011; TARBOTON et al., 2004; TASSI, 2008; XAVIER, 2015).

As distribuições das populações no ambiente retratam a abrangência das condições físicas que asseguram a sobrevivência e a reprodução dos indivíduos; assim, os indicadores biológicos revelam o nível de qualidade ambiental de ecossistemas possibilitando prevenções ou remediações de impactos nos diferentes ambientes (WINK, 2005; RICKLEFS, 2010).

Para que se tenham habitats favoráveis ao desenvolvimento de espécies indicadoras, é importante que algumas exigências ambientais para o desenvolvimento destes sejam atendidas. Estas exigências podem ser “medidas” por meio de índices de adequabilidade de habitat (IAH). O IAH é um modelo conceitual, usado para estabelecer o quanto uma determinada espécie depende de características da paisagem, a exemplo da água e temperatura para sobreviver (TASSI, 2008).

Um IAH busca englobar informações sobre a distribuição real ou potencial de uma população no ambiente por meio de dados de ocorrência, juntamente com as condições e os recursos específicos necessários a sua sobrevivência. Estes índices fornecem informações sobre a qualidade do habitat de determinada espécie, ou grupo de espécies, colaborando para o aperfeiçoamento das estratégias de gerenciamento dos recursos hídricos e conservação da biodiversidade.

Uma mesma espécie pode possuir mais de um IAH, relacionado a diferentes aspectos necessários ao seu habitar. A utilização de mais de um IAH é uma tentativa de reproduzir, de forma mais fiel, as condições ambientais, que são o resultado de distintas variáveis (TASSI, 2008), como disponibilidade de alimento, distância de um corpo d'água, profundidade, cujas variáveis combinadas compõe um único valor para a espécie (TARBOTON et al., 2004).

O IAH, baseia-se nas relações funcionais entre a espécie e os recursos disponíveis no ambiente no ecossistema, admitindo que a qualidade e quantidade de

um habitat podem ser descritas numericamente, relatando a situação dos impactos sobre as espécies (U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE, 1980).

Em AUs os índices são desenvolvidos a partir das características das espécies, e levam em consideração elementos como: alimentação, habitat, água, hidroperíodo; há, portanto, necessidade de se conhecer esses elementos em toda a terra úmida, aprimorando a definição de regras para o gerenciamento dos recursos hídricos (TASSI, 2008).

Gutzwiller et al. (1987) ao desenvolverem IAH para avaliar os habitats para a carriça (*Cistothorus palustris* – uma pequena ave) na época de reprodução, utilizaram-se de critérios que caracterizam a forma de crescimento da vegetação emergente, a porcentagem de cobertura de copa das vegetações herbáceas emergentes, a média da profundidade da água, e cobertura do dossel por cento da vegetação lenhosa. Estes critérios foram usados para avaliar a adequação do habitat para a espécie.

Na figura 1 é exemplificado um IAH, da carriça, relacionando a condição hidrológica (lâmina de água) e a qualidade do habitat, que no caso varia entre 0 (zero) e 1 (um), sendo que índices próximos à unidade proporcionam melhor condição específica do habitat para a espécie indicadora. Neste exemplo, as condições de lâmina de água acima de 15 cm são consideradas ótimas para a carriça, o que não quer dizer que lâminas menores que estas não possibilitem a permanência dela no local, mas em condições já não tão favoráveis.

Na figura 2, tem-se um exemplo de IAH para aves pernaltas dos Everglades (Flórida, Estados Unidos), onde pode-se observar que um mesmo índice de qualidade de habitat (ex. 0,8) pode ser atingido quando a lâmina de água média semanal for negativa (ex. -0,1 pés) ou quando muito grande (ex. 0,6 pés), e que a melhor condição de habitat para estas espécies é atingida quando a lâmina de água variar entre 0 e 0,5 pés.

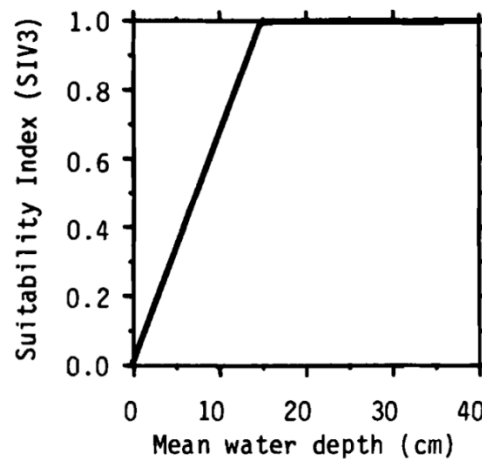


Figura 1 - Relação presumida entre a profundidade da água média adequada para a reprodução da carriça em uma zona úmida. Fonte: (GUTZWILLER et al., 1987).

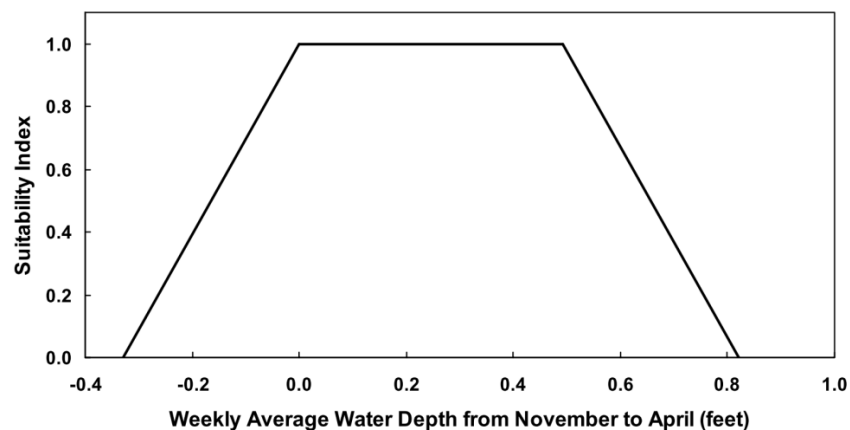


Figura 2 - IAH desenvolvido para aves pernaltas dos Everglades, em função da profundidade média de água semanal para os meses de novembro a abril. Fonte: (TARBOTON et al., 2004).

Para a construção do IAHs da carriça e das aves pernaltas previamente exemplificado, foi utilizada a lâmina de água como variável ambiental; no entanto, outros elementos como disponibilidade de alimento, áreas para descanso, locais de reprodução, etc. poderiam ter sido escolhidos para o desenvolvimento de diferentes IAH.

O desenvolvimento de IAH está relacionado à ocorrência, permanência e distribuição das populações no ambiente, de modo a definir parâmetros necessários a uma determinada espécie, assegurando sua sobrevivência e reprodução, por essa razão a análise espacial é necessária.

Como o objetivo da utilização de IAH é manter a estabilidade de um ambiente e conservar as suas funções, é importante que sejam utilizados organismos indicadores representativos do ecossistema em estudo, para que qualquer alteração detectada seja particular de espécies que só sobrevivam naquele tipo de habitat (XAVIER, 2015).

Como prova disto, Lo Galbo et al. (2013) utilizaram-se do IAH considerando variáveis hidrológicas para a macrófita aquática flutuante *Nymphaea odorata* - conhecida popularmente como lírio d'água - nos Everglades (Flórida, Estados Unidos), para avaliar os efeitos dos projetos de restauração a serem executados no local que sofre com as pressões do desenvolvimento humano. Seus resultados apontaram locais onde ainda é necessário um maior esforço na preservação, e aqueles onde os projetos de restauração já apresentam bons resultados.

A utilização de IAH apresenta vantagens pelo fato de que se modela as condições do habitat correspondentes à espécie, sendo possível verificar se durante o intervalo de tempo em análise elas são adequadas; além disso, é possível analisar se o impacto das alternativas de gerenciamento de uma AU na conservação da biodiversidade está na direção adequada (XAVIER et al., 2013).

Uma ferramenta com grande potencial em estudos de adequabilidade de habitat são os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), pois através deles, as informações dos IAHs para os diferentes indicadores podem ser representadas por meio de mapas de adequabilidade de habitat. Isso possibilita uma melhor avaliação do ambiente, favorecendo a análise do IAH por meio de sua espacialização (XAVIER, 2015).

Tassi (2008) e Xavier (2015) desenvolveram em seus trabalhos índices de adequabilidade para indicadores biológicos do BT e, com auxílio de um SIG, cruzaram os IAHs com informações hidrológica. Foi possível a obtenção de uma sequência de imagens com a espacialização do IAH mensal no BT. Posteriormente, foram determinadas quais as variáveis hidrológicas como valores de cota de água média, máxima, etc., que afetam cada um dos indicadores, produzindo impacto direto no habitat. Com o auxílio do SIG foi possível espacializar o IAH específico de cada espécie, e visualizá-los em escala de cores, como exemplificado na figura 3. Esse procedimento permitiu identificar, para cada espécie selecionada, um limite aceitável de variações hidrológicas “de cota de água” por meio do IAH e identificar as regiões mais impróprias para o seu desenvolvimento (TASSI, 2008).

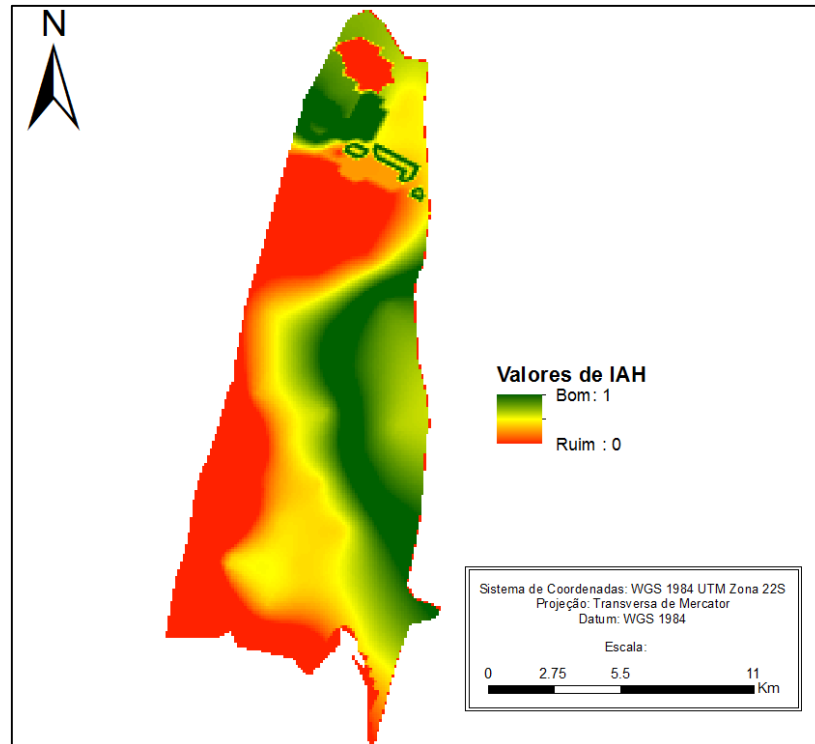


Figura 3 - Espacialização do IAH gerado para *S. californicus* no Banhado do Taim considerando um período normal correspondente a janeiro de 2001. Fonte: adaptado de Xavier (2015)

Mushet et al. (2012), desenvolveram IAH para cinco espécies de anfíbios utilizando variáveis ecogeográficas que consistem em porcentagem de área úmida disponível, porcentagem do tipo de solo, diferentes usos do solo, distâncias a serem percorridas, entre outras. Estas foram relacionadas através de análises espaciais por meio de um SIG, que permitiram aos autores identificar que modificações no ambiente tinham forte influência sobre as espécies indicadoras, inclusive com risco de extinção de algumas áreas de habitats importantes para estas espécies.

Skidds et al. (2005) utilizaram IAH para determinar hidroperíodos que melhor se adaptavam às necessidades de reprodução de espécies de anfíbios presentes em locais de inundação sazonais do rio Pawcatuck, na zona Sul do estado de Rhode Island nos Estados Unidos da América (EUA). Com isso, foi reconhecida a capacidade de avaliar rapidamente o potencial de adequação dos hidroperíodos de lagoas sazonais, sendo de grande ajuda às agências de gestão que regulam os recursos locais na identificação e proposição de estratégias efetivas para gestão dos habitats de reprodução destes anfíbios.

Ao avaliar as iniciativas da restauração ambiental nos Everglades (EUA), Lo Galbe et al. (2012) desenvolveram um modelo de probabilidade de forrageamento da cegonha da madeira, animal cuja sobrevivência depende dos níveis de água para alimentação e reprodução, com o intuito de avaliar a quantidade de habitats proporcionados a esta espécie chave para o ecossistema. Apesar dos resultados serem satisfatórios, os autores sugerem que em modelos futuros sejam incorporados levantamentos de voo e técnicas de SR para melhorar a acurácia do modelo.

A utilização de IAHS é uma ferramenta importante no gerenciamento de ecossistemas, pois ele possibilita avaliar a condição de qualidade do habitat específico de indicadores biológicos frente a diferentes condições ambientais, sem a necessidade de modelar a espécie em particular.

3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O BT é uma área úmida de água doce com aproximadamente 191,87 Km², e uma rica biodiversidade. O BT localiza-se no extremo sul do Rio Grande do Sul (Brasil), entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim. Sua porção ao Sul pertence ao município de Santa Vitória do Palmar, enquanto o Norte ao município de Rio Grande (Figura 4).

O sistema hidrológico do BT tem como fonte de alimentação principal a lagoa Mangueira, sendo o sentido geral do escoamento d'água do banhado para o norte, se encaminhando para a lagoa Mirim, através de um sistema de comportas localizadas no extremo norte do BT caracterizando-se como o escoadouro deste (VILLANUEVA 2003).

Portanto, este sistema é regido essencialmente por níveis de água, estando sob a influência de fatores como precipitação, evapotranspiração, capacidade de escoamento dos canais, capacidade de armazenamento das lagoas e das áreas limítrofes, níveis da Lagoa Mirim, características do escoamento dos conjuntos de condutos da estrutura de saída, retiradas de água para irrigação (TUCCI, 1996 apud TASSI, 2008), distribuição da vegetação e ação de cisalhamento do vento na superfície da água (PAZ, 2003).

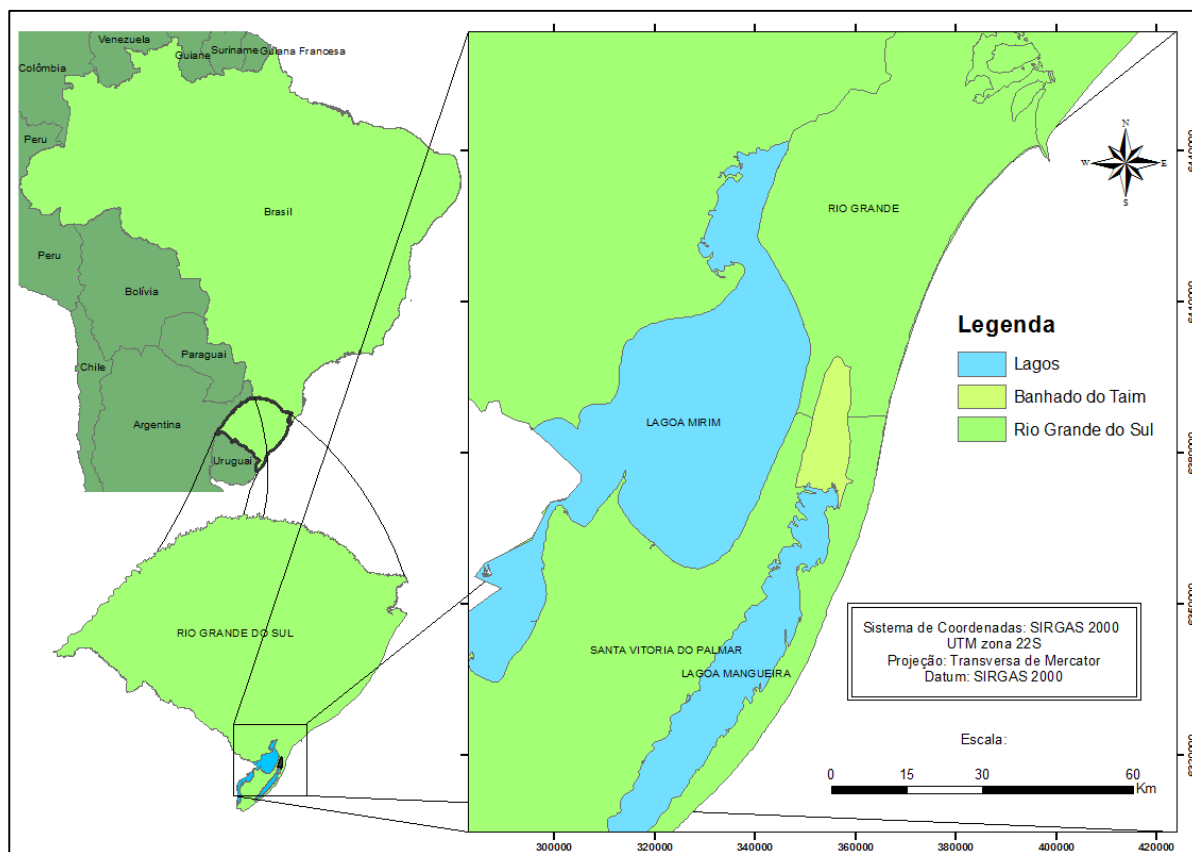


Figura 4 - Localização do Banhado do Taim. Fonte: do autor.

A bacia de contribuição do BT é pouco maior do que a própria Lagoa Manguieira. Deste modo, a maior parcela de entrada de água se dá através da precipitação, sendo a lagoa Manguieira a principal fonte de alimentação de água do banhado. As saídas de água ocorrem basicamente por evaporação, irrigação e, quando o nível d'água está alto ocorre escoamento para a Lagoa Mirim, através da comporta localizada ao norte do banhado (PAZ, 2003; VILLANUEVA, 2003).

A maior parte da ESEC Taim, é constituída de grandes porções alagadiças cobertas por vegetação densa e quase uniforme, composta principalmente pela espadana - *Zizianopsis bonariensis* (família das Gramineae) - junco do banhado ou tiririca - *Scirpus californicus* (família das Cyperaceae), dunas litorâneas, praias oceânicas e lacustres, lagoas (Nicola, Jacaré e parte da Lagoa Manguieira), campos e capões de mata nativa (GOMES et al., 1982). Apenas na região do banhado tem-se um total de 331 espécies de macrófitas aquáticas (BURGER, 2000), 78 espécies de aves aquáticas (BURGER et al., 2007), 63 espécies de peixes (GARCIA et al.,

2006; CORREA et al., 2011), 18 espécies de anfíbios (GAYER et al., 1988), 21 espécies de répteis (GOMES et al., 1982),

Apesar deste ecossistema estar protegido por lei, sendo de grande importância ambiental, encontram-se no BT conflitos pelo uso da água como: pesca ilegal, caça irregular no interior do banhado, e o cultivo do arroz, atividade econômica principal e dominante na região, que acaba por ameaçar o banhado por utilizar suas águas na irrigação (SETE, 2010). Estes conflitos tornam a conservação da biodiversidade um tanto desafiadora, que tem sua situação agravada perante a crescente degradação ambiental do globo terrestre.

3.1 Climatologia

O clima na região é temperado, com forte influência oceânica, sendo a temperatura média em torno de 13 °C durante o mês mais frio (Julho) e 23 °C durante o mês mais quente (Janeiro) (TASSI et al., 2011).

Na região do estudo tem-se o monitoramento de estações meteorológicas e pluviométricas. Em relação à precipitação, as séries mais longas pertencem aos postos localizados junto aos centros urbanos (Pelotas, código 3125014, responsável: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET); Rio Grande, código 3252020, responsável: INMET; e Santa Vitória do Palmar, código 3352001, responsável: Comissão da Lagoa Mirim (CLM) e as séries mais curtas pertencem a postos da Agência Nacional das Águas (ANA) localizados na área rural, porém mais próximos ao BT.

As precipitações médias mensais estão uniformemente distribuídas ao longo do ano, aumentando levemente no período de inverno (Figura 5 A). Com relação à evaporação, há um forte componente sazonal, em que ocorrem maiores taxas de evaporação durante os períodos mais quentes do ano (Figura 5 B). Um fato preocupante, provem da demanda por irrigação, que coincide com os meses mais quentes do ano, agravando a situação de disponibilidade hídrica no BT (Figura 5) (TASSI, 2008).

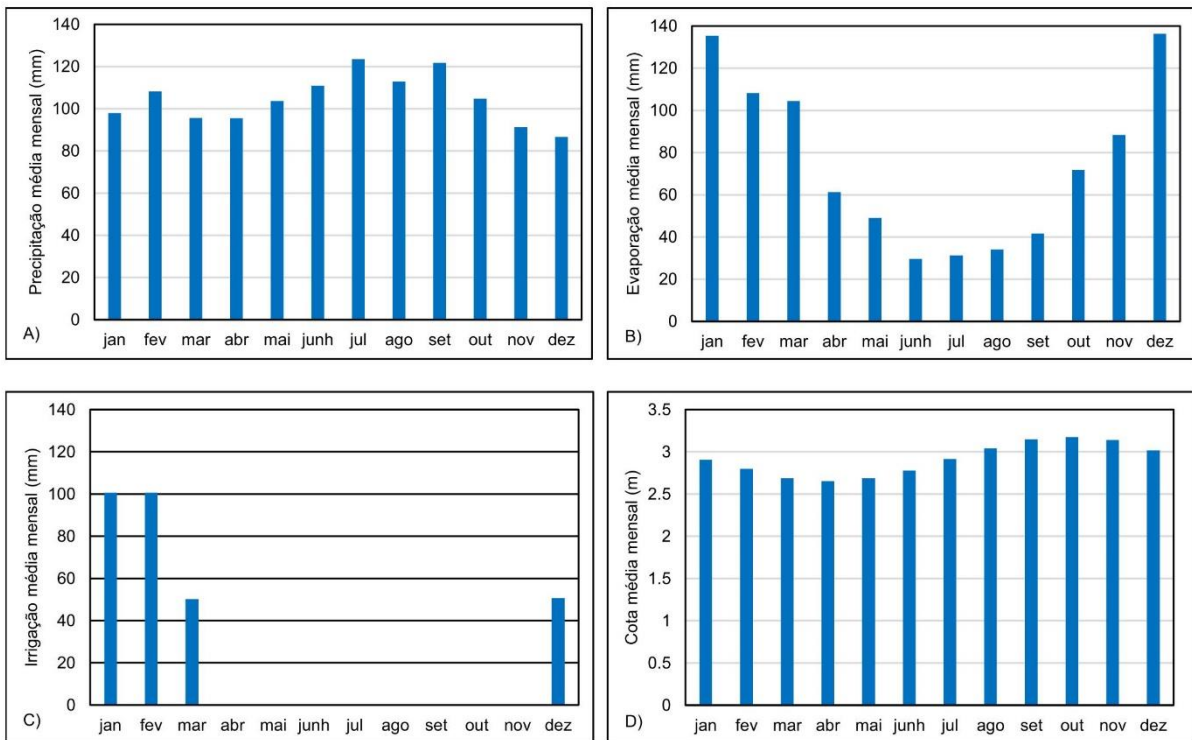


Figura 5 - Sazonalidade da série de (A) precipitação, (B) evaporação, (C) irrigação e (D) Cota de água na região do BT. Fonte: Tassi (2008).

3.2 Regime hidrológico

Existe monitoramento de nível da água no Banhado do Taim, realizado por meio de um conjunto de réguas instaladas no interior do mesmo. No entanto, a série não é contínua e existem muitas falhas. Assim, alguns trabalhos foram realizados com o intuito de gerar uma série contínua de nível da água no banhado aplicando modelagem matemática para esse fim. O primeiro trabalho realizado neste sentido foi o de Villanueva (1997), que aplicou um modelo hidrodinâmico de células para avaliar espacialmente o nível da água no BT e gerar uma série contínua de níveis mensais para o período de janeiro de 1960 a dezembro de 1995.

A modelagem é realizada a partir de um balanço hídrico que considera os dados de precipitação, evaporação, quantidade de água captada para irrigação de arroz na região. Estes dados são obtidos através de medições a campo, e modelados para o preenchimento das falhas. A propagação de água no sistema é realizada de maneira hidrodinâmica, e mais detalhes são apresentados em

Villanueva (1997), onde também é possível encontrar maiores informações sobre os processos de calibração e validação.

Ao realizar a modelagem hidrológica e hidrodinâmica do BT, Villanueva (2003) verificou que qualquer retirada d'água irrestrita na lagoa Mangueira causaria danos ao ecossistema do banhado. Estes danos seriam devido às consequências de mudanças no hidroperíodo ao qual o banhado está submetido. Portanto, a chave para uma melhor preservação deste é o gerenciamento adequado da água no BT (MOTTA-MARQUES et al., 2013).

Em 2003, Paz (2003) aplicou um modelo hidrodinâmico bidimensional horizontal (modelo IPH-A), associando um algoritmo de secagem/inundação ao sistema formado pela Lagoa Mangueira e pela área úmida com o objetivo de avaliar tanto a influência da vegetação quanto do vento sobre os níveis do BT. Seus resultados confirmam a observação de Gomes et al. (1982), que destaca a marcada ação dos ventos na hidrodinâmica do banhado, bem como a importância da distribuição espacial da vegetação na regularização do padrão geral de circulação da água no banhado (PAZ, 2003).

Posteriormente, em 2008 (TASSI, 2008) estendeu a série de níveis mensais do BT até dezembro de 2003, mediante a aplicação do modelo hidrodinâmico desenvolvido por Villanueva (1997). Neste trabalho a autora procurou avaliar o impacto do regime hidrológico do BT sobre diferentes bioindicadores locais, por meio da aplicação do conceito de IAH avaliado temporalmente e espacialmente sobre o BT.

Analisando a série histórica do BT da figura 6, verifica-se que a cota d'água média mensal é de 2,90 m. As maiores cotas são dos anos de 1977 e 1978, em torno de 5,2 m, sendo que a maior cota modelada ocorreu em outubro de 1977 sendo seu valor de 5,44 m. A cota mais baixa data do mês de março de 1991, com um valor de 1,23m, e as épocas em que se obteve os menores valores de cota são os anos de 1989 a 1991 com valores de cota por volta dos 1,5 m.

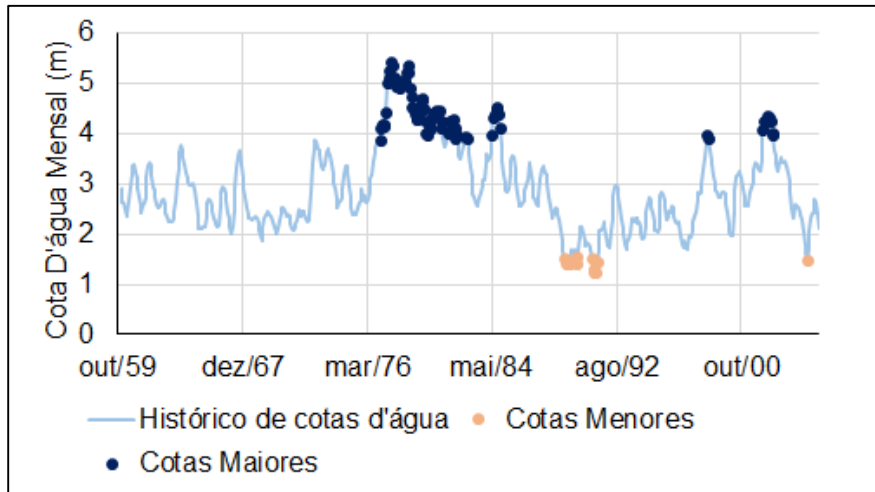


Figura 6 – Cotas máximas e mínimas encontradas no Histórico de cotas d'água do BT.

3.3 Índices de Adequabilidade de Habitats do BT

Para uma melhor definição de critérios a serem adotados no gerenciamento conflitante do uso dos recursos hídricos no BT, Tassi (2008), propôs uma metodologia baseada em indicadores biológicos para determinar as flutuações aceitáveis do hidroperíodo do BT. Isso possibilitou a identificação de alterações hidrológicas, dentro das quais é possível a minimização de impactos aos habitats dos indicadores biológicos selecionados, dando origem aos primeiros IAH para o BT. Nesta ocasião foram desenvolvidos IAH para as espécies vegetais Espadana (*Zizaniopsis Bonariensis*), Cyperaceae (*Scirpus giganteus*) e animais, Capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), Cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melancoryphus*).

Posteriormente, Xavier (2015), elaborou novos IAHs para o BT, complementando as regras de gerenciamento do BT com a adição de IAH para a espécie vegetal Junco (*Scirpus Californicus*) e animais, Maçarico-preto (*Plegadis chihí*), Cabeça-seca (*Mycteria americana*) e Jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*).

Os IAHs desenvolvidos por Tassi (2008) e Xavier (2015), levaram em conta o regime hidrológico do BT e as necessidades das espécies indicadoras. Portanto, para cada espécie indicadora, foi elaborado um IAH, cujo critério mais importante era a altura de lâmina de água.

Um dos aspectos fundamentais para que se mantenha a alta biodiversidade em AUs, é preservando sua vegetação. Ultimamente com a crescente utilização do SR a técnica de geração de índices de vegetação vem se tornando cada vez mais usual em estudos que avaliam a resposta da vegetação frente a diversos vetores, conforme já discutido na revisão bibliográfica. O cruzamento destas informações com os valores de IAH e lâmina d'água pode fornecer aspectos importantes sobre o comportamento da vegetação, que possam complementar os valores do IAH.

Assim, buscando um melhor entendimento da influência de ações antrópicas sobre o comportamento hidrológico e os consequentes impactos sobre a vegetação do BT, neste trabalho além de avaliar a dinâmica espaço-temporal das macrófitas aquáticas emergentes e sua relação com condições hidrológicas específicas, também é considerada a relação do NDVI com o IAH.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia proposta neste trabalho baseia-se em: i) obtenção de imagens de satélite da região do BT; ii) processamento destas imagens; iii) mapeamento das áreas de ocorrência de macrófitas bioindicadoras; iii) obtenção do NDVI; iv) relação entre o NDVI, níveis d'água e IAHS. A seguir é apresentada a descrição detalhada da metodologia e dos materiais a serem utilizados.

4.1 Materiais

Foram utilizadas imagens dos Sensores TM e ETM (órbita ponto: 221/83), obtidas do USGS *Global Visualization Viewer* para o intervalo entre os anos de 1984 até 2003. Na tabela 1 são descritas as características das imagens de cada um dos dois sensores utilizados.

Para o processamento digital de imagens, análise, agregações e comparações que integram os planos de informações, foram utilizados os programas de computador Qgis 2.10.1®, ArcGIS 10.3®, ENVI® e Excel 2010®. O georreferenciamento das Imagens teve como base as cartas topográficas: SI-22-V-A-VI-2, SI-22-V-B-IV-1, SI-22-V-A-III-4 e SI-22-V-A-VI-4, todas disponíveis no site geoportal.

As séries de lâmina de água e cota do BT utilizadas para correlacionar com o NDVI, bem como os IAHS foram obtidos dos trabalhos de Tassi (2008) e Xavier (2015).

Tabela 1 - Características da imagem dos sensores utilizados

Sensor	Banda	Intervalo espectral (μm)	Área da Imagem Km	Revisita (dias)	Resolução do Pixel (m)
LANDSAT TM-5 / ETM – 7	1	(0,45 - 0,52) Azul	185 x 185	16	30 X 30
	2	(0,52 - 0,60) Verde			
	3	(0,63 - 0,69) Vermelho			
	4	(0,76 - 0,90) IR Próximo			
	5	(1,55 - 1,75) IR Médio			
Presente apenas no ETM-7	7	(2,08 - 2,35) IR Médio			
	8	(0,50 - 0,90) Pancromática			15 X 15

4.2 Métodos

Os métodos utilizados no presente trabalho, estão divididos em três etapas (Figura 7). A primeira etapa refere-se ao tratamento e geração de informações de base; a segunda etapa está relacionada ao processamento das imagens e; na terceira etapa são realizados os cruzamentos das informações produzidas na etapa anterior com as informações de lâmina de água e IAHS.

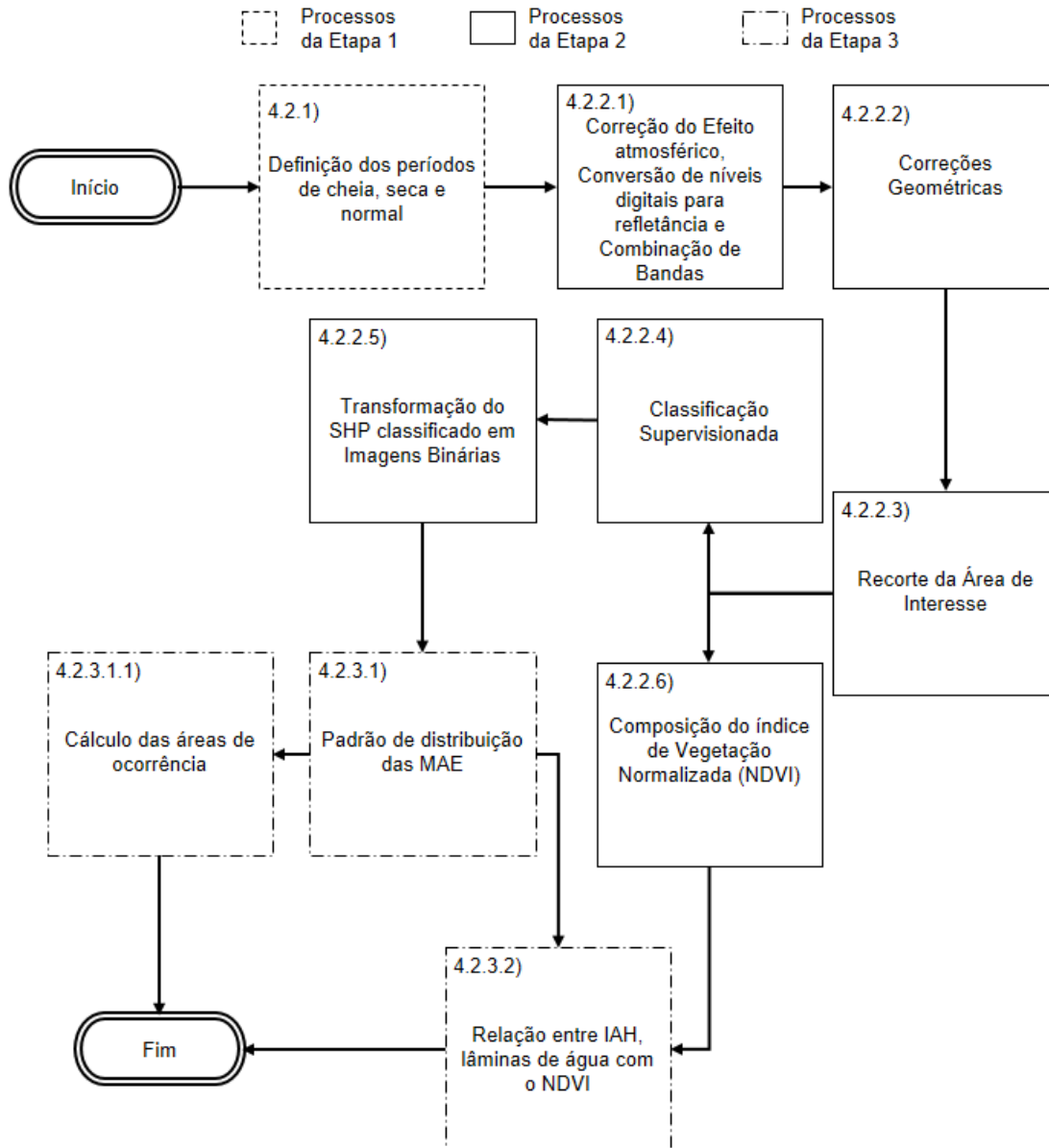


Figura 7 - Fluxograma metodológico

4.2.1 Tratamento Inicial dos Dados

4.2.1.1 Definição dos períodos de cheia, seca e normal

A série de nível do BT foi tratada, de forma que as cotas médias mensais d'água foram separadas em condições de cheia, seca e normal. Como referência,

para tal separação, foram utilizados os valores definidos por Tassi (2008), por meio de análise harmônica da série, para o período de janeiro de 1960 a dezembro de 2003.

A obtenção dos valores que representassem cada condição, foi feita pelo cálculo da média dos máximos e mínimos harmônicos de cada mês, definindo assim, primeiramente a condição normal. Deste modo, imagens pertencentes a meses com cotas d'água abaixo da condição normal foram consideradas representativas de condição de seca, e acima de cheia.

4.2.2 Processamento das imagens de satélite

4.2.2.1 Correção do efeito atmosférico, conversão de níveis digitais para refletância e combinação de bandas.

Para a realização dos processos de correção dos efeitos atmosféricos, conversão de nível digital (ND) para refletância e composição de bandas, optou-se por utilizar a ferramenta *Semi automatic classification Plugin* (SCP) no *software* QGIS, que permite a realização dos processos de classificação semi-automática ou supervisionada de imagens de SR e, além disso, oferece várias ferramentas para o pré-processamento e pós processamento destas imagens.

No presente estudo, utilizou-se a ferramenta acima descrita apenas para as etapas de pré-processamento dos dados e composição de bandas, onde estes processos são feitos de forma automática. As correções atmosféricas são feitas através do método subtração de objeto escuro (DOS1). Maiores informações sobre as correções e conversão das imagens de ND para a superfície de refletância, são encontrados em Congedo et al. (2013).

A combinação de bandas foi feita mediante a ferramenta Band set inserida no plugin acima descrito, onde foi realizada uma composição entre todas as bandas do LANDSAT, com exceção a do IR termal e pancromática.

Após a obtenção de uma imagem multibanda, é possível realizar dentro do *software* utilizado no processamento, diversas combinações RGB (Red – Blue – Green), de modo a ressaltar diferentes alvos. Optou-se pela realização de uma composição multibanda, devido à facilidade em identificar diferentes alvos, dependendo da composição entre as bandas escolhida. Assim a classificação digital de imagens tem uma maior faixa do espectro eletromagnético para considerar os diferentes comprimentos de onda.

4.2.2.2 Correções Geométricas

A correção geométrica foi feita diretamente nas composições das bandas LANDSAT, tendo como base as cartas topográficas em escala 1: 50.000 da Diretoria de Serviço Geográfico (DSG). Neste processo, foi adotado como sistema de referência do trabalho as coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), tendo como Datum de referência o SIRGAS 2000.

Este procedimento teve como base a grade de coordenadas das cartas e, por meio da ferramenta *Georeferencing*, realizou-se o georreferenciamento dos quatro cantos da imagem.

Após este processo, foram selecionados alguns pontos de controle facilmente identificáveis na carta topográfica e nas imagens de satélite, para que assim pudesse ser estabelecida uma relação imagem e carta. Assim, os pares de coordenadas da imagem foram relacionados com os pares de coordenadas x, y da carta.

Após a primeira imagem passar pelo procedimento previamente descrito, as imagens seguintes passaram pelo mesmo processo. A diferença nestes casos é que a imagem base utilizada no georreferenciamento foi a primeira imagem georreferenciada através da carta topográfica, de maneira a compatibilizar o processamento entre todas as imagens.

4.2.2.3 Recorte das imagens

Para que se tenha uma menor confusão na classificação digital das imagens, optou-se por realizar um recorte nas imagens de satélite. Este procedimento foi feito através da obtenção de um *Shapfile* (shp) do limite do BT (Tassi, 2008), que foi usado como máscara na ferramenta *spatial analyst – extract by mask*.

O produto final deste procedimento é uma imagem de cada data contendo apenas a área de estudo.

4.2.2.4 Classificação digital das imagens

A classificação das Imagens de satélite foi feita considerando as classes e áreas de ocorrência determinadas por Guasselli (2005) (Figura 8), Giovannini (2004) (Figura 9), Tassi (2008), Xavier (2015) e vistoriadas a campo.

Este procedimento deu-se por meio de uma classificação supervisionada no programa ArcGIS 10.3®, onde utilizou-se o *model builder Supervised Classification With Cleanup* presente dentro da caixa de ferramentas Envi. Esta ferramenta tem como dados de saída um arquivo shp das classes da imagem. O algoritmo classificador utilizado foi o *Maximum Likelihood*, no qual foram consideradas as classes: i) *Zizaniopsis bonariensis*; ii) *Scirpus giganteus*; iii) *Scirpus californicus*; iv) água; v) não identificada (esta classe representa as macrófitas com refletância diferente das três analisadas no presente estudo) e; vi) dunas.

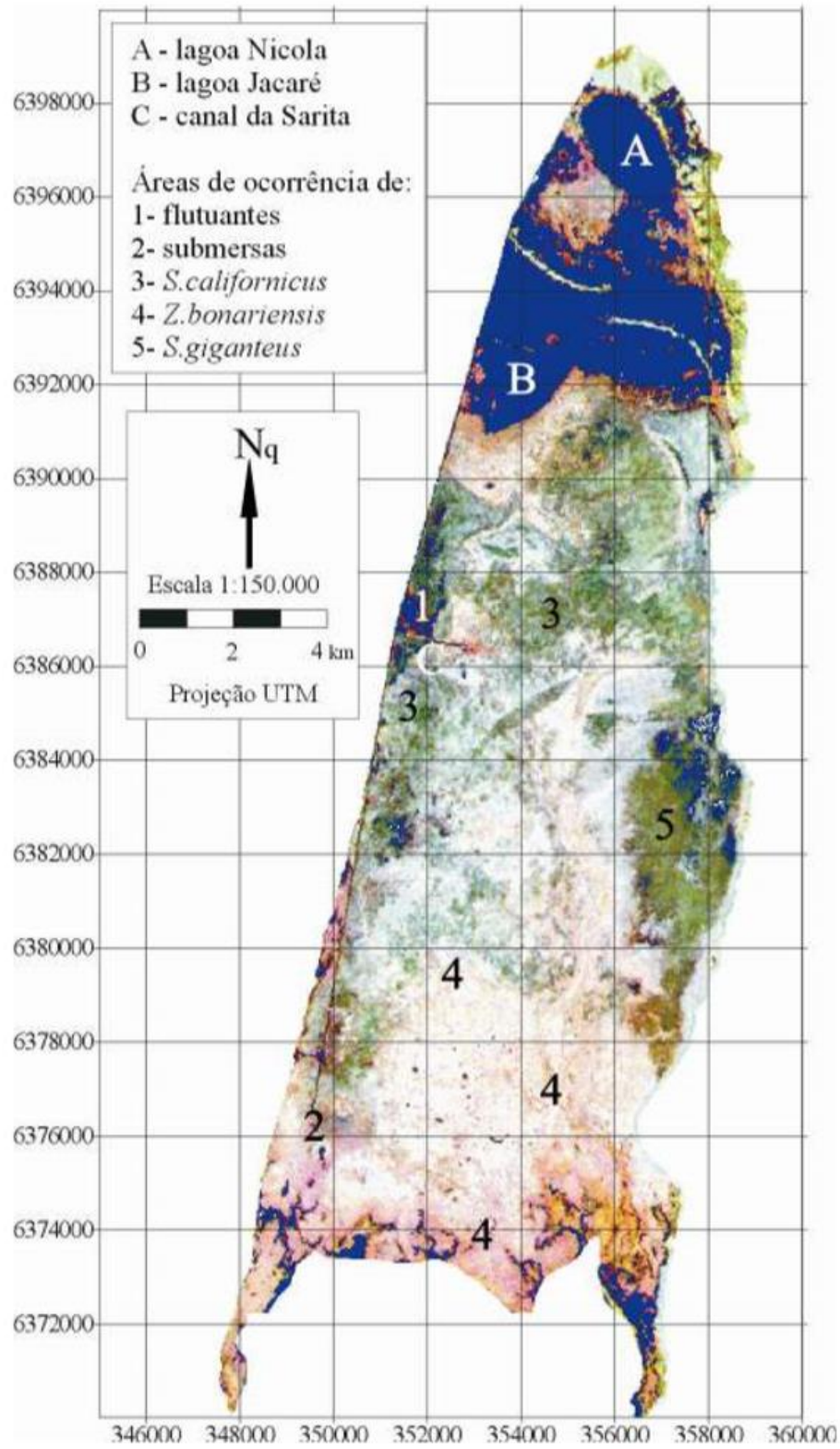


Figura 8 - Áreas predominantes de ocorrência das classes de macrófitas flutuantes, submersas, *S. giganteus*, *Z. bonariensis* e *S. californicus* no banhado do Taim. Fonte – (GUASSELLI, 2005).

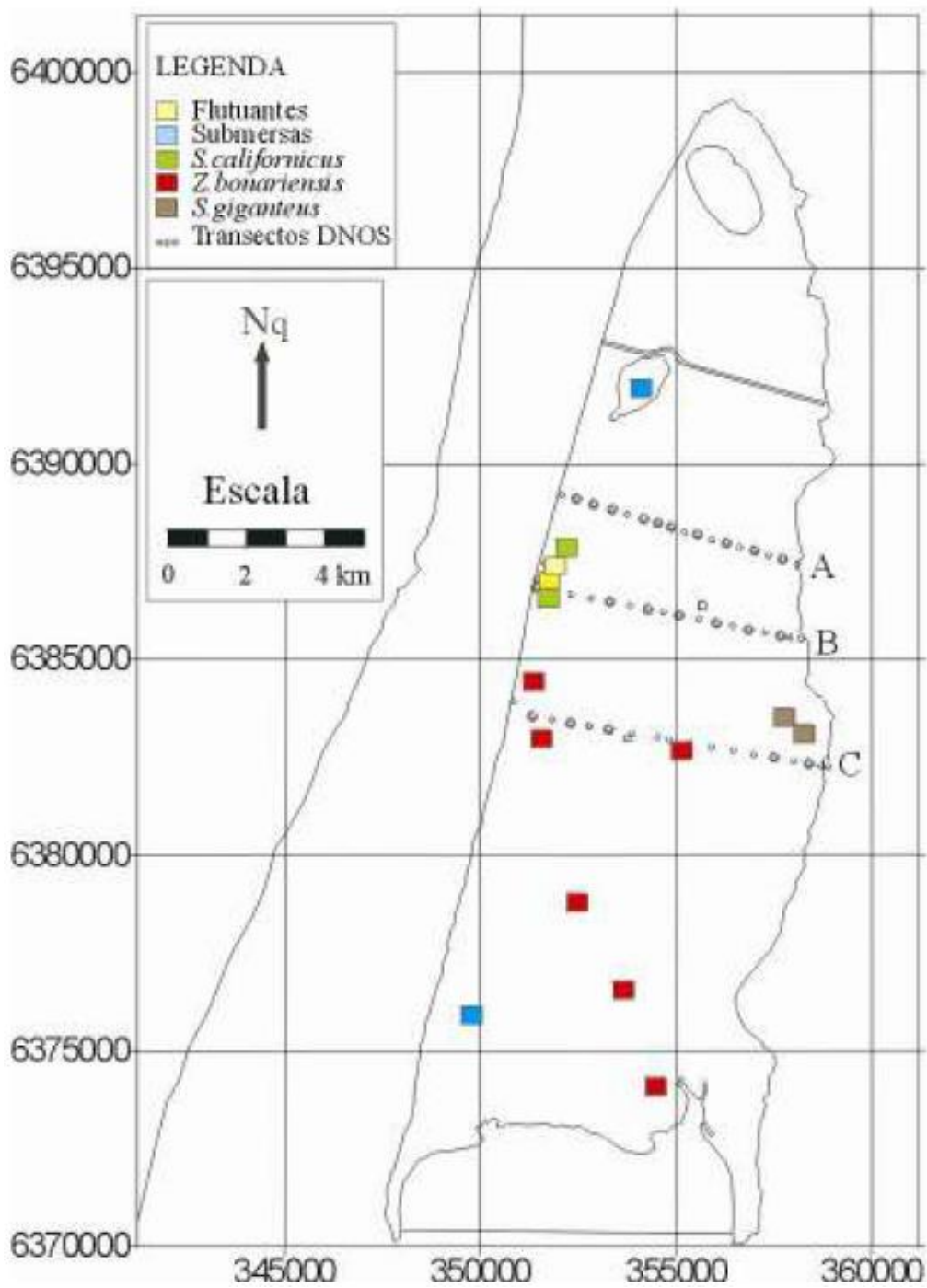


Figura 9 - Localização das amostras das classes de coberturas de macrófitas aquáticas. Fonte: (GIOVANNINI, 2004 apud GUASSELLI, 2005).

4.2.2.5 Transformação das imagens classificadas em imagens binárias

De posse do shp advindo da etapa de classificação das imagens, cada classe foi selecionada através da ferramenta *Select* e transformada em uma nova imagem por meio da ferramenta *Polygon to raster* de modo com que os píxeis com resolução de 30 metros, contenham valores um para a classe em análise e zero para as demais classes. Desta forma, cada imagem, deu origem a mais seis imagens binárias.

4.2.2.6 Composição do índice de vegetação normalizada (NDVI)

Tem-se muitos índices que retratam a vegetação propostos na literatura, mas o que tem seu uso mais frequente entre os pesquisadores é o NDVI. Este índice separa a refletância da vegetação verde daquela do solo. Esta separação é possível devido ao fato de que o pigmento clorofila é responsável pela alta refletância na banda do IR próximo, paralelamente à baixa refletância na banda do vermelho (GIOVANNINI, 2004). O índice é muito usado como indicador de presença e condição da vegetação.

O NDVI é dado pela diferença entre os níveis digitais da refletância das bandas do IR próximo e vermelho e normalizado pela soma de suas refletâncias nos dois comprimentos de onda, conforme equação 1. A equação 1 foi inserida na ferramenta *raster calculator*, que fornece como resultado uma imagem com os valores dos pixels entre -1 e 1, onde valores positivos mais próximos da unidade representam uma vegetação mais sadia.

$$\text{NDVI} = (\text{IR próximo} - \text{Vermelho}) / (\text{IR próximo} + \text{Vermelho}) \quad (1)$$

Sendo: IR próximo e vermelho as bandas 4 e 3 dos sensores TM e ETM do Landsat.

4.2.3 Análise da relação entre as lâminas d'água, IAHS e a dinâmica das macrófitas aquáticas

As análises dos resultados foram feitas através do cruzamento das informações de níveis de água, lâmina de água, classificação das imagens do BT, NDVI e IAHS. Estas análises foram divididas em dois grupos, conforme a seguir descrito.

4.2.3.1 Padrão da distribuição das macrófitas aquáticas no BT

Posteriormente à transformação de cada imagem classificada em seis novas imagens binária (uma para cada classe), deu-se início ao estudo do padrão de distribuição da vegetação. Para isso, foram realizados os seguintes processos ilustrados na figura 10:

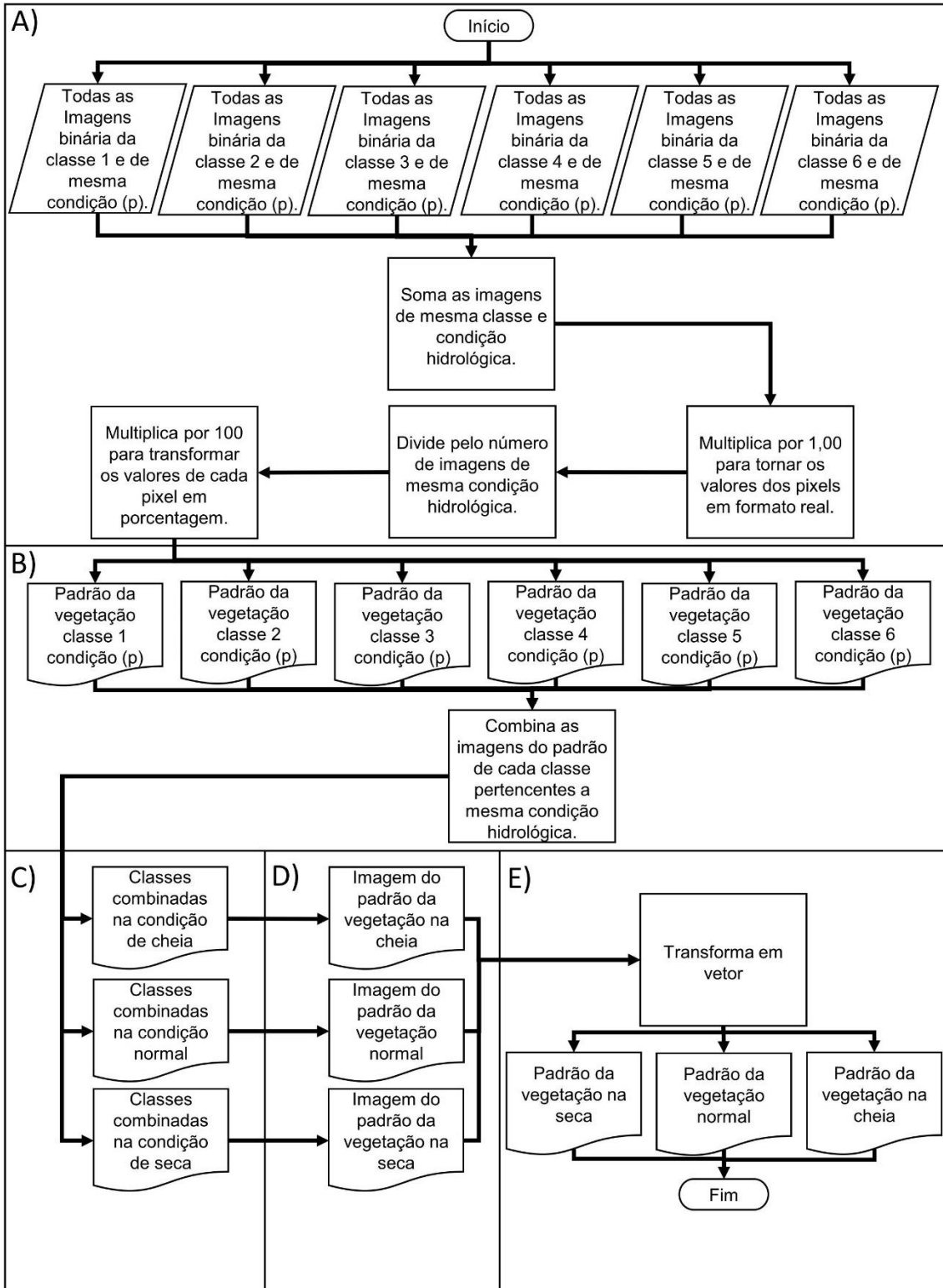


Figura 10 - Fluxograma com os processos do item padrão da vegetação. A) Processo 1; B) Processo 2; C) Processo 3; D) Processo 4; E) Processo 5.

1) Cálculo das imagens representantes da média das áreas ocupadas por cada classe (Figura 10 A), onde a equação 2 foi inserida na ferramenta *raster calculator*.

$$PV(p)_{clas} = (((DAT^1+DAT^2+..) \times 1,00) / NDPs) \times 100 \quad (2)$$

Sendo: PV o padrão da vegetação; (p) a condição hidrológica de nível de água (normal, seca ou cheia); clas o nome da classe que está tendo sua ocorrência média calculada (*Zizaniopsis bonariensis*, *Scirpus giganteus*, *Scirpus californicus*, água, não identificável, duna); DAT as imagens binárias correspondentes à classe e condição hidrológica em análise; NDPs o número de datas da referida condição (seca, cheia ou normal); as multiplicações por 1,00 e 100 são para transformar os valores das imagens em reais e porcentagem.

Assim, para cada classe obteve-se uma nova imagem, que representa sua distribuição média referente em cada condição hidrológica (p), ou seja, cada classe resulta em três imagens distintas.

2) Para a representação da dinâmica da vegetação no BT por condição, cada uma das imagens de cada classe (PV(p)clas) resultante da equação 2 (Figura 10 B), pertencentes ao mesmo período foram combinadas na ferramenta *combine*. Esse procedimento permitiu observar as médias das classes em uma única imagem, cuja tabela de atributos apresenta a porcentagem de ocorrência das 6 classes em um mesmo pixel.

3) Na tabela de atributos da imagem resultante da combinação dos padrões (Figura 10 C), com a calculadora de campo (*field calculator* no ArcGIS 10.3®) foi criado um campo de atributo denominado padrão, onde nele, fez-se o uso da função Python apresentada na figura 11, que permitiu determinar os valores de cada classe presente em um pixel. Nesta rotina foi atribuindo a cada pixel a classe em que ele estivesse presente no mínimo 20% do tempo a mais que qualquer outra classe encontrada naquele pixel; quando este valor fosse menor que 20%, o pixel era enquadrado em uma nova classe denominada mistura, onde foram englobados os pixels com diferença menor que 20%. Por exemplo: o pixel que apresentasse uma reflectância compatível com a classe *Z. bonariensis* em três imagens de cheia e com a classe *S. giganteus* em outras três imagens também de cheia, obteve uma resposta em 50% das imagens como *Z. bonariensis* e 50% das imagens como *S. giganteus*, não atendendo ao requisito da diferença entre a porcentagem de

ocorrência de suas classes nas imagens maior ou igual a 20% que qualquer outra classe, enquadrando-se portanto na classe mistura.

```
def reclass(C2,D2,E2,F2,G2,H2):
    if (C2-D2>=20 and C2-E2>=20 and C2-F2>=20 and C2-G2>=20 and C2-H2>=20):
        return 1
    elif (D2-C2>=20 and D2-E2>=20 and D2-F2>=20 and D2-G2>=20 and D2-H2>=20):
        return 2
    elif (E2-D2>=20 and E2-F2>=20 and E2-G2>=20 and E2-H2>=20 and E2-C2>=20):
        return 3
    elif (F2-E2>=20 and F2-G2>=20 and F2-H2>=20 and F2-C2>=20 and F2-D2>=20):
        return 4
    elif (G2-F2>=20 and G2-H2>=20 and G2-C2>=20 and G2-D2>=20 and G2-E2>=20):
        return 5
    elif (H2-G2>=20 and H2-C2>=20 and H2-D2>=20 and H2-E2>=20 and H2-F2>=20):
        return 6
    else:
        return 7
```

Figura 11 - Rotina em Python utilizada na atribuição de classes de ocorrência por pixel; Os valores de (C2, D2, E2, F2, G2, H2) são os campos da tabela correspondentes a cada média de área de ocorrência encontradas nas imagens PV(p)clas; os return 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 representam as classes da imagem padrão da vegetação em cada condição hidrológica, sendo, respectivamente: água, *S. californicus*, dunas, *S. giganteus*, não identificadas e *Z. Bonariensis*, mistura.

4) Ao final do procedimento a pouco descrito, foi gerada uma nova imagem, com o valor do pixel denominado pelo campo “padrão” (Figura 10 D), que representa a imagem com a dinâmica da vegetação do BT para a condição hidrológico em questão.

5) A última etapa (Figura 10 E), consistiu na transformação destas imagens em vetor para as futuras análises aqui descritas.

6) Na determinação da área de ocorrência geral de cada MAE, sem considerar as diferentes condições hidrológicas foram empregados praticamente os mesmo procedimentos previamente descritos; a diferença está na etapa 1, de modo que as

áreas de ocorrência média de cada classe obtidos através da equação 2 fossem feitos com o total de imagens utilizadas no trabalho.

4.2.3.1.1 Cálculos de área por classe em cada condição hidrológica

As áreas de ocorrência das classes de interesse (MAE e água), foram determinadas considerando apenas os pixels que pertencessem a cada uma destas classes, em 80% ou mais das imagens representativas da condição em questão, conforme ilustra a figura 12.

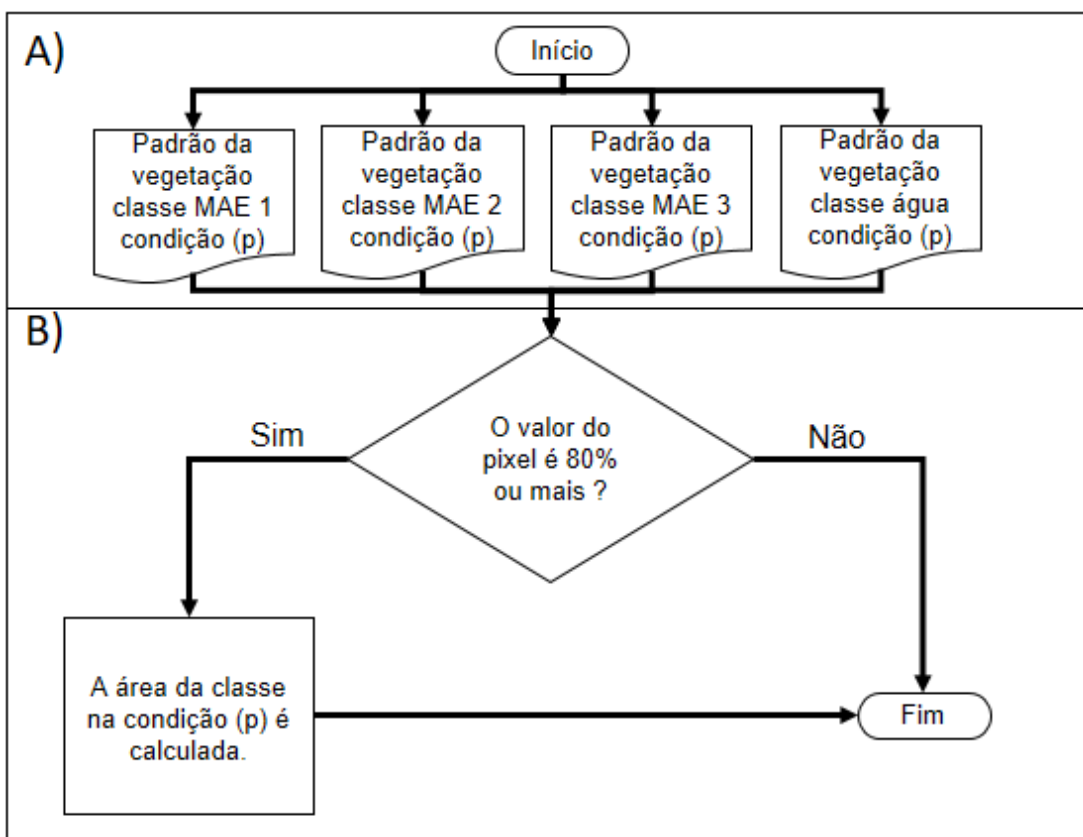


Figura 12 - Fluxograma do cálculo de áreas de ocorrência. A) Imagens resultantes do processo 1 do item 4.2.3.1; B) Processo realizado neste item.

4.2.3.2 Relação entre IAHs e lâmina d'água com o NDVI

Nesta etapa, as análises foram feitas separadamente para cada um dos três tipos de MAE, identificados como padrão da distribuição das macrófitas aquáticas geral no BT (item 4.2.3.1, procedimento 6).

Primeiramente, foram selecionadas as áreas de ocorrência de cada uma das três espécies de MAE: *Z. bonariensis*, *S. giganteus* e *S. californicus* (Figura 13 A). O passo seguinte foi a geração de um arquivo shp contendo apenas as áreas de cada classe, que posteriormente foram divididas em diferentes zonas (Figura 13 B). O shp de cada macrófita contendo as zonas de ocorrência foi introduzido na ferramenta *extract by mask*, juntamente com as imagens de NDVI geradas no item 4.2.2.6, IAHs e lâminas d'água (advindos de Tassi 2008 e Xavier 2015), para a geração de novas imagens com valores de NDVI, IAH e lâmina d'água apenas para as zonas de ocorrência das macrófitas (Figura 13 C).

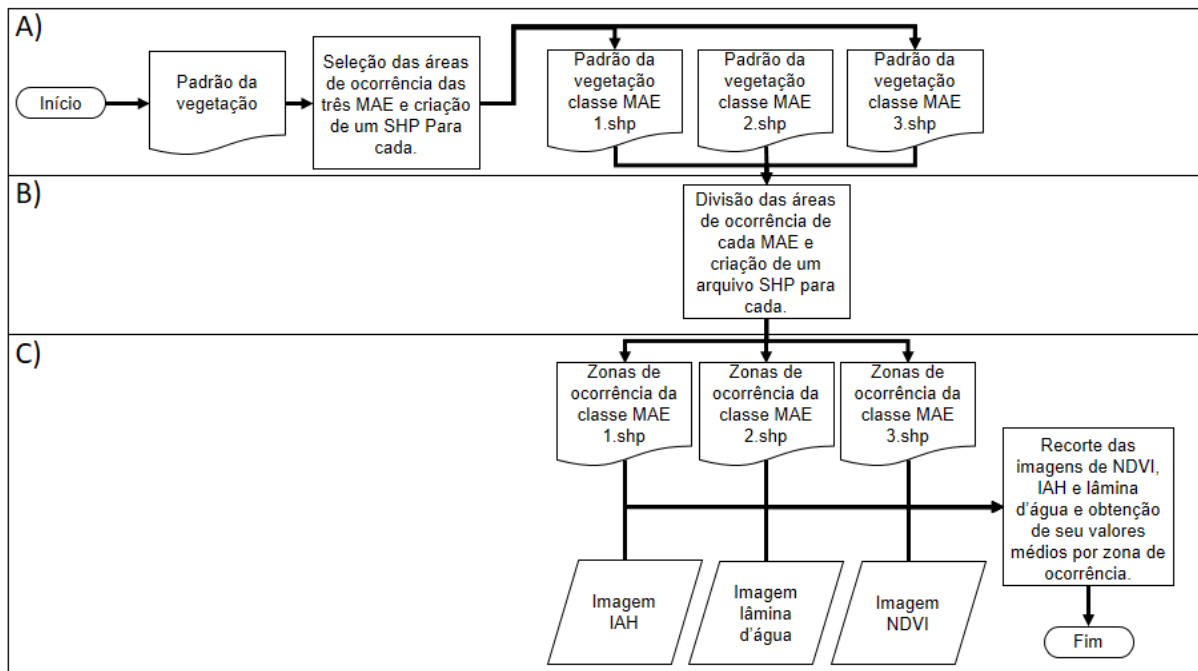


Figura 13 - Fluxograma de análise. A) etapa de separação das classes de interesse; B) etapa de divisão das classes em zonas de ocorrência; C) etapa de obtenção dos valores médios de cada variável por zona de ocorrência.

Conforme descrito na revisão bibliográfica, as macrófitas aquáticas não respondem prontamente as alterações causadas em seu habitat, devido as suas diferentes capacidades de adaptações frente a adversidades. Como consequência disto, diferentes tipos de macrófitas possuem diferentes tempos de resiliência. Desta forma, a investigação da resposta das MAE frente a diferentes níveis de estresse hídrico foi realizada através da obtenção de coeficientes de determinação (R^2) para as relações entre NDVI e as variáveis IAH e lâmina d'água considerando-se os cenários apresentados na figura 14. Posteriormente estes coeficientes foram submetidos ao teste de Fisher, para análise de suas significâncias (95%).

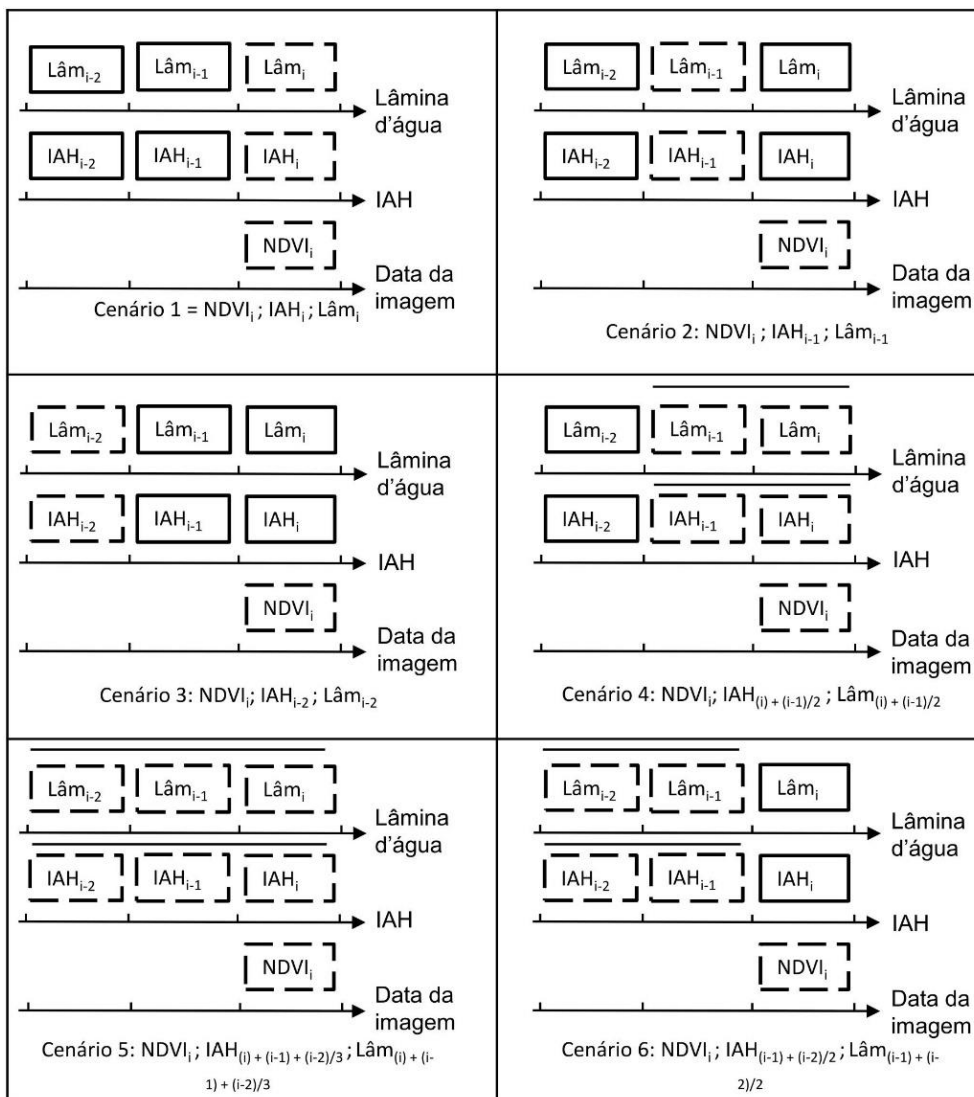


Figura 14 - Cenários de análise, onde: NDVI é o valor de NDVI médio da imagem, IAH é o índice de adequabilidade de habitat médio, Lâm é a lâmina d'água média, i indica o mês. As caixas tracejadas mostram os meses que foram relacionados para a composição. Caixas tracejadas com uma linha em cima, indicam a obtenção de uma média entre as variáveis.

A média de cada zona de ocorrência por classe de vegetação foi realizada através de uma consulta na simbologia dos dados dentro do *software* ArcGIS 10.3®, que apresenta a média dos valores de cada polígono *raster*. Portanto, cada arquivo vetorial contendo a zona de ocorrência da macrófita em questão foi usado no cálculo do valor médio do NDVI, dos IAHs e lâminas d'água de cada cenário.

Primeiramente a relação entre as variáveis foi estabelecida sem considerar as diferentes estações do ano e períodos vegetativos. Sendo estas, analisadas em um segundo momento, quando as imagens foram separadas entre estações do ano e períodos vegetativos (reprodutivos = meses de primavera, senescência = meses de outono, maturação = meses de verão e dormência = meses de inverno) com o intuito de observar se alterações nos valores de NDVI poderiam estar sendo causadas por oscilações naturais ou por consequência de alterações ambientais.

5. RESULTADOS

5.1 Imagens selecionadas e determinação das condições de seca, cheia e normal

Foram selecionadas trinta e oito imagens dos sensores TM e ETM+ do satélite Landsat, sem presença de nuvens, compreendidas entre os anos de 1984 e 2003.

A partir da análise com séries harmônicas (Tassi, 2008), foi definido que os níveis d'água compreendidos em um intervalo de cotas entre 2,11m e 3,69 m pode ser considerado normal no BT, abaixo do valor 2,11 m a condição é de seca e acima de 3,69 m de cheia. Desta forma, resultaram sete imagens na condição de seca, seis para cheias e 25 para a condição normal (Tabela 2). A figura 15 apresenta as datas de aquisição das imagens juntamente com o histórico de cota d'água mensal encontrados no BT.

Tabela 2 - Data das Imagens e seus respectivos níveis de água médio mensal do Banhado do Taim. Linhas com cor cinza escuro, branco e cinza claro correspondem respectivamente a condições de cheia, normal e seca

Sensor	Data da imagem	Cota d'água
TM	14/08/1984	4,40
TM	02/09/1985	3,48
TM	01/06/1986	2,63
TM	20/06/1987	2,55
TM	06/07/1987	2,75
TM	13/12/1987	3,23
TM	05/05/1988	2,36
TM	21/05/1988	2,36
TM	11/05/1990	2,14
TM	01/07/1991	2,07
TM	02/08/1991	2,09
TM	11/01/1993	2,12
TM	12/02/1993	2,02
TM	23/06/1994	1,95
TM	09/05/1995	2,04
TM	16/10/1995	2,68
TM	30/07/1996	2,26
TM	21/12/1996	1,81
TM	01/07/1997	1,94
TM	06/09/1998	3,90
TM	05/06/1999	2,75
TM	23/07/1999	2,78
ETM	17/09/1999	2,85
ETM	19/10/1999	2,80
TM	12/11/1999	2,61
TM	26/08/2000	3,19
ETM	03/09/2000	3,26
TM	01/01/2001	2,74
TM	02/02/2001	2,58
TM	25/05/2001	2,64
TM	17/11/2001	3,40
ETM	28/01/2002	3,29
TM	09/03/2002	3,48
ETM	04/05/2002	4,26
ETM	09/09/2002	4,34
ETM	25/09/2002	4,34
ETM	12/11/2002	4,03
TM	20/09/2003	3,48

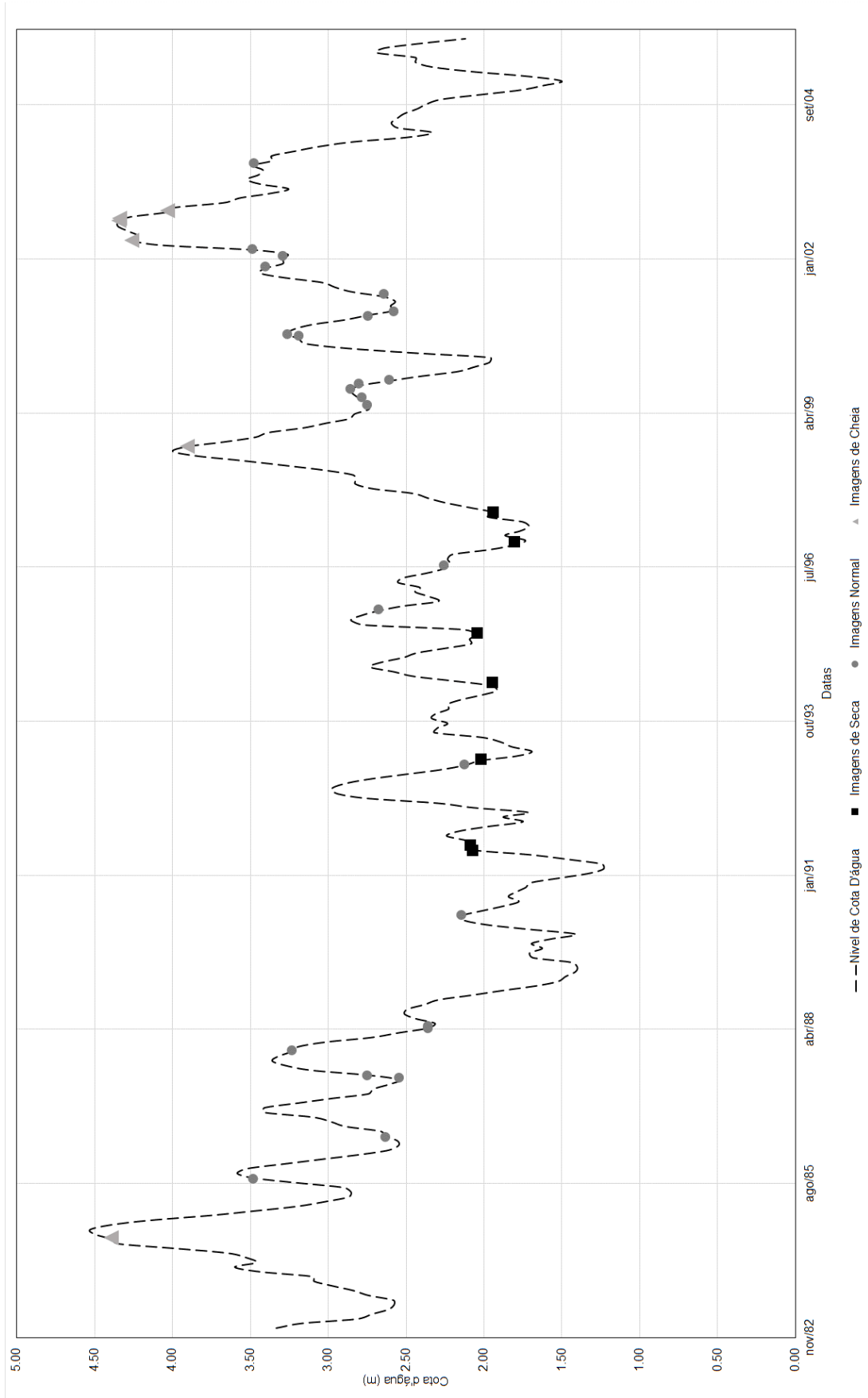


Figura 15 - Hidroperíodo do BT juntamente com as datas das imagens Landsat utilizadas no estudo.

5.2 Áreas de ocorrência de macrófitas e lâmina de água

Conforme apresentado no item 4.2.3.1.1, aqui foram considerados para os cálculos de área, apenas os pixels em que a classe em questão aparecesse em 80% das imagens ou mais.

As maiores dificuldades encontradas na classificação das imagens, deram-se devido às dificuldades na identificação da resposta espectral apresentada pelas MAE frente às adversidades como níveis de cheia e seca. Por exemplo, quando os níveis de água são muito altos, algumas áreas de ocorrência de MAE respondem de maneira similar às flutuantes ou até mesmo água, causando certa incerteza na obtenção das amostras. Este tipo de dificuldade é, inclusive, tema de estudos que se utilizam de índices de vegetação e outros derivados do SR, para separar de melhor forma estes alvos (Zhao et al., 2009; POWELL et al., 2014).

Portanto, nestas condições os resultados a seguir apresentados (áreas de ocorrência das três espécies de macrófitas emergentes e lâmina de água do BT frente aos diferentes níveis de água) podem ter algum grau de incerteza.

5.2.1 Ocorrência de áreas alagadas

Na figura 16 (D, E, F) podem ser observados os percentuais médios de ocorrência de lâmina de água, com relação ao total de imagens processadas, para cada condição hidrológica.

Verifica-se que, em uma condição de seca, as áreas alagadas no BT correspondem a cerca de 5,65 % (1106,92 ha), sendo 0,79% (155,4 ha) maior que na condição normal, que é de 4,86% (951,52 ha), lembrando que estes valores foram obtidos para pixels em que esta classe ocorre em 80% ou mais das imagens. Este aumento nas áreas de lâmina de água na condição de seca é atribuído ao fato de que, em condições normais, a área destacada na figura 16 B, que normalmente é ocupada por água, fica tomada por macrófitas flutuantes, mas que não foram identificadas no presente estudo. Este tipo de macrófita movimenta-se livremente com o fluxo das águas no interior do BT, e há registros de que a mesma é

encontrada nesta região, principalmente no fim da primavera e início do outono, meses com altas temperaturas. Segundo autores como Freedman et al. (2006) e Antunes et al. (2012), fatores como a temperatura, correntes, nível da água e radiação solar são fundamentais para a abundância desses vegetais nos ambientes aquáticos.

Conforme esperado, nos meses de cheia as lâminas de água ocupam boa parte do BT, cerca de 16,35% (3202,27 ha) da área total do banhado.

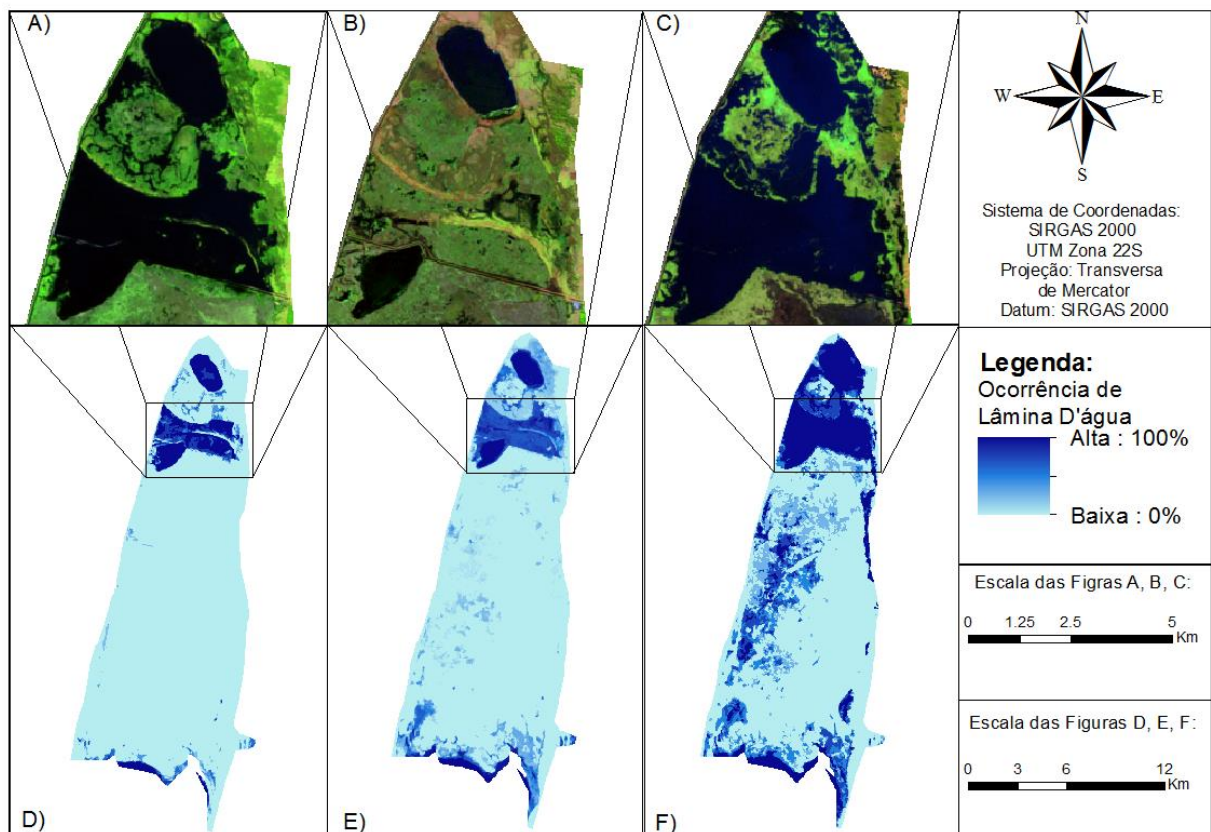


Figura 16 - Áreas de lâmina de água aparente por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 06/07/87 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de lâmina na condição de seca; E) ocorrência de lâmina na condição de normal; F) ocorrência de lâmina na condição de cheia.

5.2.2 Ocorrência de *Scirpus californicus*

As áreas de ocorrência do *Scirpus californicus* ficam concentradas na parte central do BT, em uma região mais suscetível a inundação, causando uma maior confusão na resposta espectral desta macrófitas, com a água e macrófitas flutuantes, principalmente nas épocas de cheia, como pode ser observado na figura 17 (A, B, C, D, E, F).

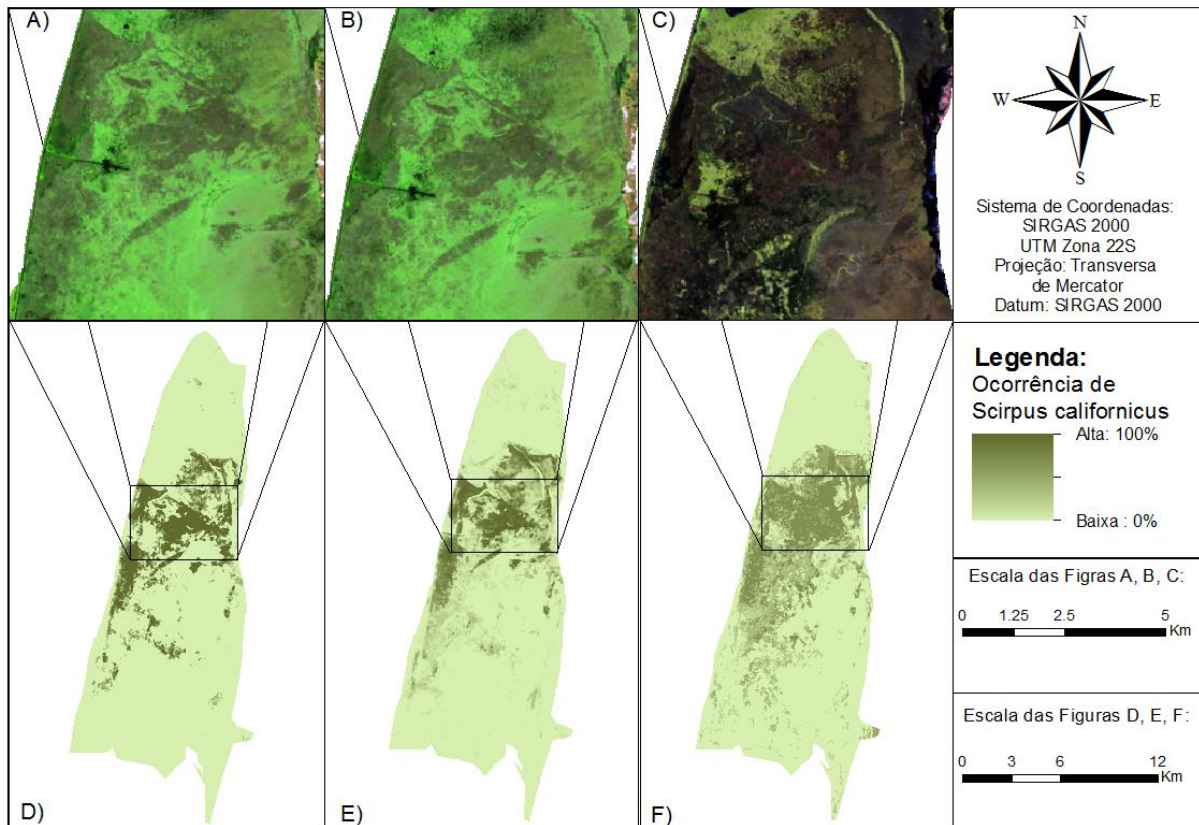


Figura 17 - Ocorrência de *S. californicus* por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de *S. californicus* na condição de seca; E) ocorrência de *S. californicus* na condição normal; F) ocorrência de *S. californicus* na condição de cheia.

Nas imagens de 14/08/1984 e 12/11/02 não foi possível a diferenciação entre água e *S. californicus*, o que impossibilitou o cálculo de área correspondente a 80% de permanência da macrófitas nas imagens da condição de cheia como descrito no

item 4.2.3.1.1. Esta macrófita foi encontrada cobrindo uma área de 10,02% (1962,4 ha) do BT em 66% das imagens representativas da condição hidrológica de cheia; nas demais condições, as áreas correspondentes a 80% de ocorrência foram de 7,19% (1408,92 ha) para a seca e 5,39% (1055,35 ha) para a condição normal.

Conforme já apresentado, as principais áreas de ocorrência do *S. californicus* estão na região central do BT, em altitudes médias, suscetíveis à inundação. Na condição de cheia o aumento da coluna d'água impacta negativamente esta espécie, diminuindo a densidade da população. Sua permanência nestes locais acontece devido à alta resiliência (sua capacidade de retornar a seu estado anterior logo após uma perturbação), podendo ocorrer tanto em locais sazonalmente inundados, como no interior de corpos d'água. Para isso a espécie sofre transformações físicas como, por exemplo, o aumento do comprimento do caule para compensar as variações das lâminas da água (KANDUS, 1999 apud TASSI, 2008; HERBST 2011). Com isto, o *S. californicus* investe maior quantidade de energia no aumento do tamanho dos caules que na produção de um número maior destes. Este fato pode estar influenciando a resposta espectral desta macrófitas em satélites com a resolução espacial igual ou menor que as do Landsat (30 metros) (CERETO et al., 2010; SAKUMA, 2008).

Nas imagens analisadas, as evidências dos fatos acima mencionados são encontrados na figura 18, onde pode ser visto o desaparecimento da resposta espectral desta MAE frente a sucessivos meses de cheia antecedentes as datas das imagens 14/08/1984 (Figura 18 B1, B2) e 12/11/2002 (Figura 18 A1, A2), como apresentado na série de níveis d'água anteriores as datas das imagem (Figura 18 B3, A3).

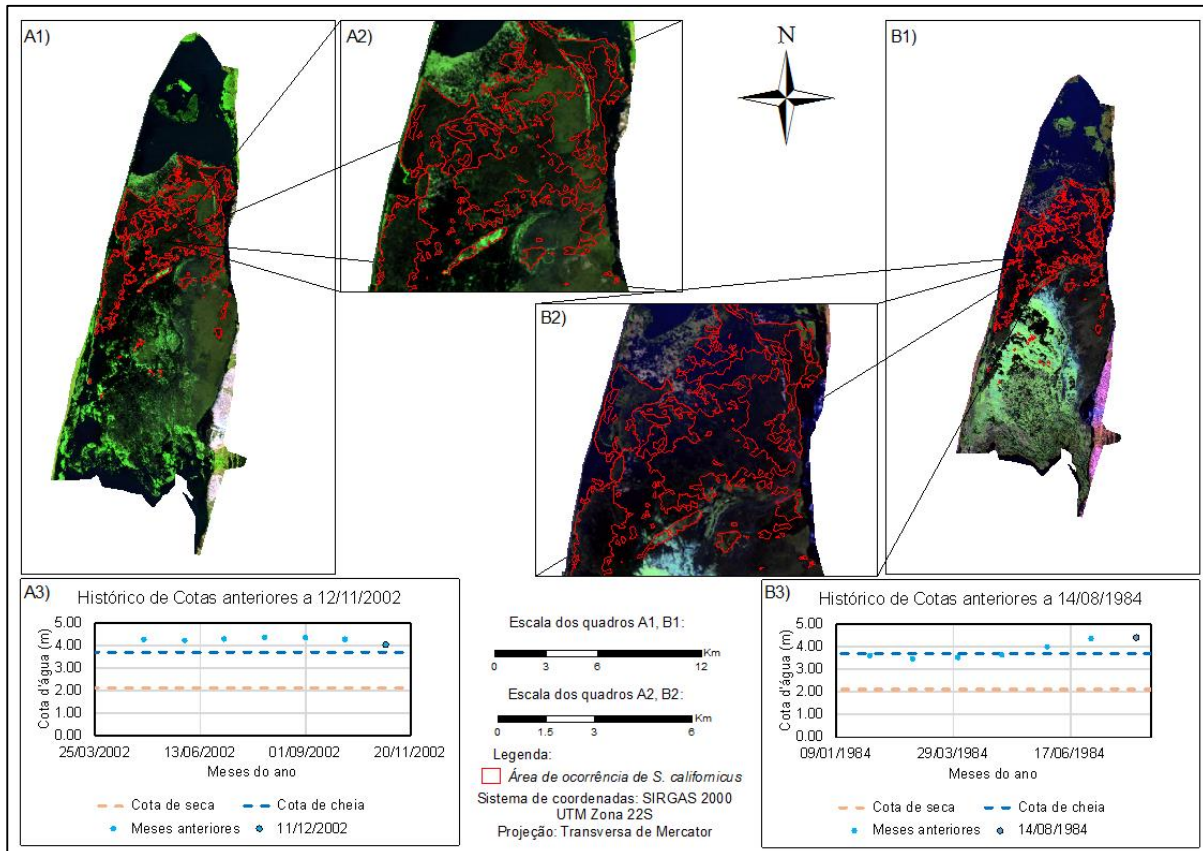


Figura 18 - Área de ocorrência de *S. californicus* aparentemente submerso: A1) Imagem geral do BT da data de 12/11/02 composição RGB - 543; A2) área de ocorrência de *S. californicus* para a data de 12/11/02 composição RGB - 543; B1) Imagem geral do BT da data de 14/08/84 composição RGB - 543; B2) área de ocorrência de *S. californicus* para a data de 14/08/84 composição RGB - 543.

5.2.3 Ocorrência do *Scirpus giganteus*

Os locais de ocorrência de *S. giganteus* (Figura 19) em 80% das imagens apresentaram maior área na condição de cheia, onde esta foi de 5,92% (1159,38 ha), concentrada na região leste do mesmo. Ressalta-se que este alto valor de área de ocorrência de *S. giganteus* deveu-se, possivelmente, à confusão espectral entre a planta úmida e lamina de água, bem como o baixo número de imagens (6 imagens) correspondentes a esta condição.

Em locais de predominância de *S. giganteus* são relatadas perdas na riqueza e biodiversidade de macrófitas como no caso do Banhado 25, próximo à cidade de Pelotas/RS (KAFFER et al., 2011), o que não é constatado no BT, onde a espécie ocorre com maior facilidade onde a lâmina de água não excede 20 cm, sendo pouco

competitiva dentro do BT (GIOVANNINI, 2004). A preferência por lâminas de água pequena pode explicar sua maior área de ocorrência quando a condição é de seca 4,2% (821,18 ha), se comparada à área para níveis normais 3,9% (763,28 ha).

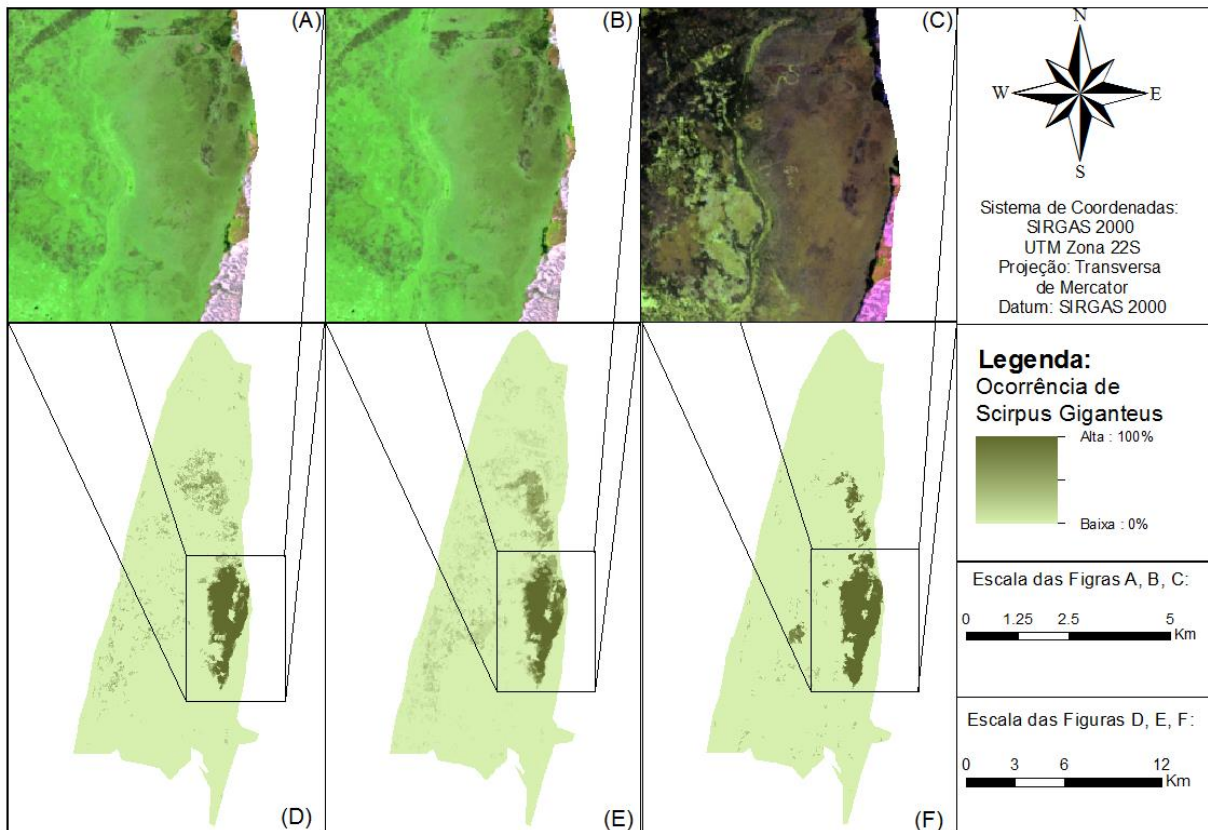


Figura 19 - Ocorrência de *S. giganteus* por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de *S. giganteus* na condição de seca; E) ocorrência de *S. giganteus* na condição normal; F) ocorrência de *S. giganteus* na condição de cheia.

5.2.4 Ocorrência de *Zizaniopsis bonariensis*

A espécie de MAE *Z. bonariensis* é a predominante no interior do BT. Segundo um primeiro estudo realizado por Guasseli (2005) a partir de 21 imagens de satélite Landsat MSS, Landsat TM e Cbers CCD, no período compreendido entre 1973 e 2005, ela era presente em 58% da área do BT. Neste trabalho, no entanto,

apesar da sua distribuição no BT (Figura 20) ser semelhante a do trabalho a pouco citado, esta macrófita ocorreu em uma área de no máximo 5781,49 ha em uma condição de seca (29,53% do BT); em condições de níveis normais elas abrangem 4507,82 ha (23,02% da área do BT) e, sob a condição de cheia, foi constatado uma grande redução em suas áreas de ocorrência, de apenas 1403,02 ha (7,16% da área do BT).

Acredita-se que a área resultante encontrada neste trabalho possua maior fidelidade ao encontrado em campo, já que para a identificação da área de ocorrência desta MAE foram utilizados como referência cinco trabalhos (GIOVANNINI, 2004; GUASSELLI, 2005; FERREIRA, 2005; TASSI, 2008 e XAVIER 2015) realizados no BT com identificação *in loco*.

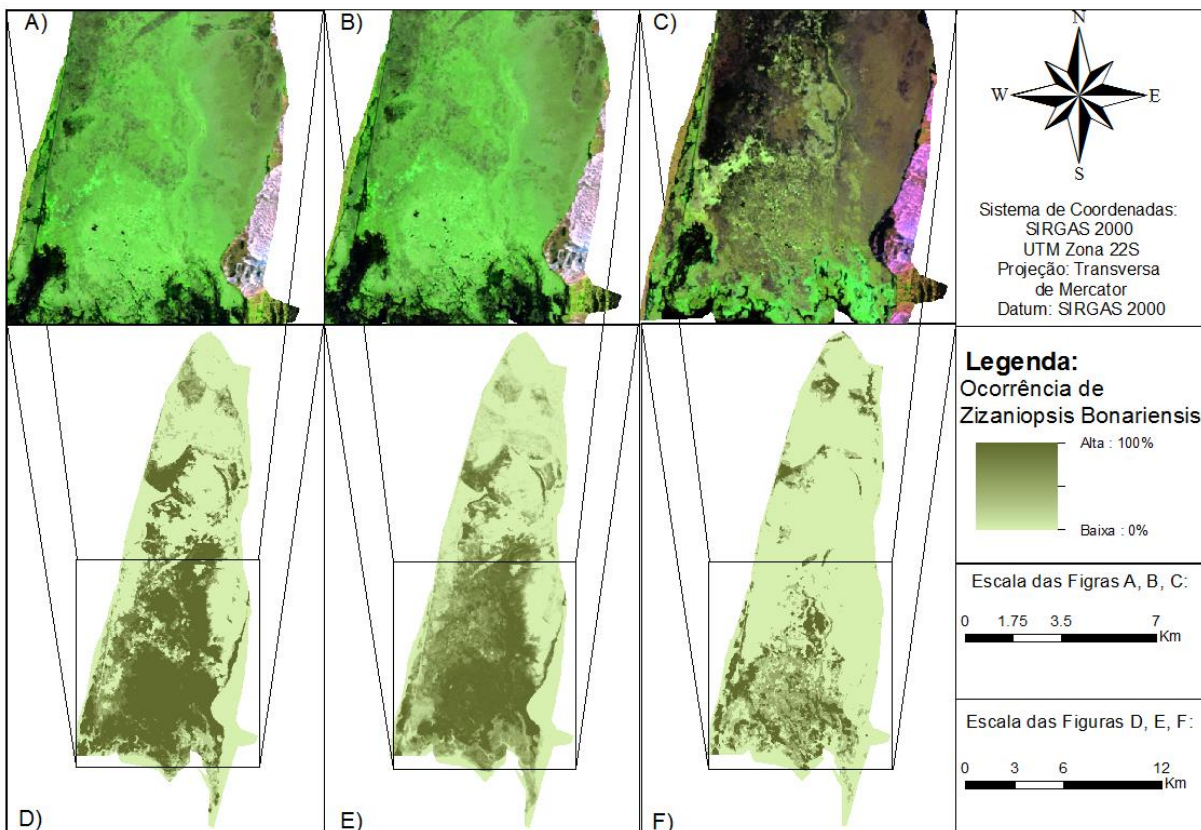


Figura 20 - Ocorrência de *Z. bonariensis* por condição hidrológica: A) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma seca; B) imagem de 19/10/99 composição RGB – 543, representando uma condição normal; C) imagem de 04/05/02 composição RGB – 543, representando uma cheia; D) ocorrência de *Z. bonariensis* na condição de seca; E) ocorrência de *Z. bonariensis* na condição normal; F) ocorrência de *Z. bonariensis* na condição de cheia.

A maior área de ocorrência desta MAE encontrada no trabalho de Guasseli (2005) pode estar relacionada com o procedimento adotado pelo autor, que dividiu a classe *Z. bonariensis* em três subclasses. Esta tentativa do autor foi para considerar a variação do substrato. No entanto, o procedimento conduziu a um resultado de área superestimada da MAE em questão.

Corroborando com isto tem-se as diferenças entre as resoluções das imagens utilizadas, onde o autor supracitado relaciona imagens de 30 m de resolução do Landsat TM com as do Cbers CCD e do Landsat MMS ambas convertidas de 20m e 79m respectivamente para 30 m através de reamostragem, o que causa uma mudança nos níveis de reflectância originais da imagem.

Esta espécie se caracteriza por ser uma planta perene, robusta, rizomatosa e pluricespitosa. A relação inversa entre a densidade e a altura de seus *stands* a partir de sua borda para o seu interior indicam a auto-regulação da biomassa, possibilitando sua expansão e diminuindo a competição por luz e nutrientes em seu interior. Além disto, o alto sucesso competitivo, devido as suas diferentes formas de reprodução (tanto vegetativa, quanto sexuada e através da propagação de sementes), justificam sua predominância no banhado (FERREIRA, 2005; FERREIRA et al., 2009). Segundo Shipley et al. (1989) como a germinação das sementes dependem da luz solar, o banco de sementes permanece adormecido até que os níveis d'água baixem e permitam o desenvolvimento destas, aumentando ainda mais sua capacidade de recuperação.

5.3 Padrão da vegetação em função da condição hidrológica

Na identificação dos padrões de distribuição da vegetação frente a cada condição hidrológica ilustrada na figura 21, foram combinadas as médias de ocorrência das seis classes pertencentes a mesma condição hidrológica, que posteriormente foram submetidas a uma rotina de programação *python* para a definição da resposta espectral de cada pixel do BT que fosse encontrada no mínimo em 20% das imagens a mais que qualquer outra classe.

Podem ser observados diferentes padrões de distribuição da vegetação para cada uma das três condições hidrológicas (seca, normal e cheia). Com os níveis

abaixo do normal são encontrados aumentos nas áreas de ocorrência das três MAE selecionadas (Figura 21 A). Esse resultado pode ser uma consequência da redução de áreas de ocorrência de outras macrófitas não consideradas no presente trabalho, menos tolerantes a esta condição, como por exemplo as macrófitas flutuantes, representando uma perda na biodiversidade.

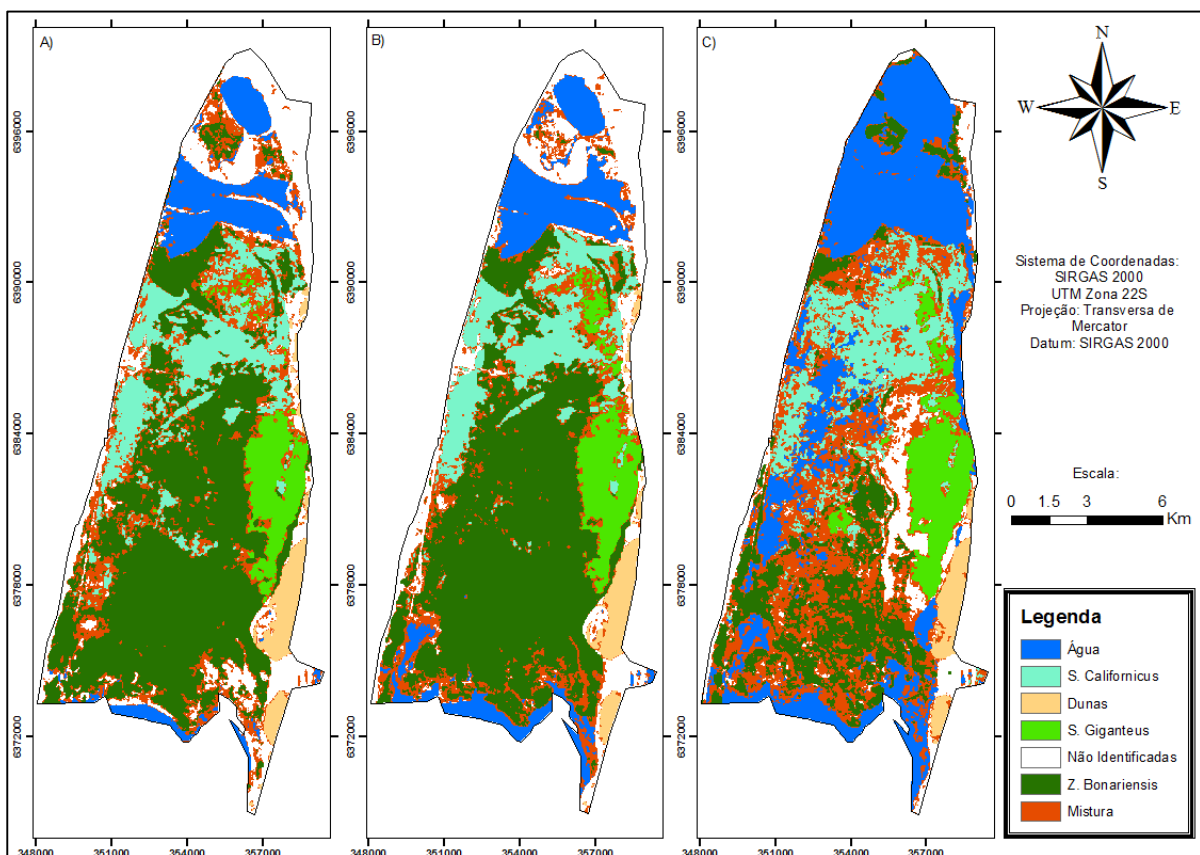


Figura 21 - Padrão da vegetação por condição hidrológica gerado no item 4.2.3.1, etapa 4. A) Seca; B) Normal; C) Cheia.

Com os níveis d'água permanecendo nos valores considerados normais, foi encontrada uma maior presença de *S. californicus* e *Z. bonariensis* na parte central do BT. Fato este devido a melhor capacidade de adaptação destas MAE a níveis de água maiores, comparadas as outras espécies encontradas no local (Figura 21 B).

Na condição de cheia (Figura 21 C) houve maior área de ocorrência de *S. californicus*, o que na verdade pode ser explicado pela confusão espectral entre esta espécie e as macrófitas flutuantes, que com níveis de água elevados, tendem a dominar o ambiente (MOTTA MARQUES et al., 1997). A confusão na resposta

espectral também ocorre com relação à água, dificuldade que foi incontornável com o nível de resolução espectral utilizado no estudo.

Os resultados encontrados neste estudo concordam, em parte, com as observações de campo citadas por Gomes et al. (1982), que identificaram que durante o período chuvoso o BT se torna totalmente alagado. Os mesmos autores citam que durante o período de verão ocorre uma expansão das bordas da vegetação do BT. Neste estudo não foi possível confirmar esta afirmação, visto que a quantidade de imagens pertencentes a condição de seca e correspondentes a meses de verão é de apenas duas, de um total de sete para a condição de seca.

Analogamente, estudos no Taylor Slough, no parque nacional do Everglads na Florida-Estados Unidos, identificaram que níveis altos são mais prejudiciais à vegetação e que têm influência sobre a dinâmica da vegetação (SAH et al., 2013). Assim como no BT, quando o local passa por períodos de seca, não foram constatadas perdas nas espécies estritamente pela condição da água, mas a ausência dela, deixa as macrófitas mais vulneráveis à ocorrência de queimadas. Considerando os locais de maior ocorrência de cada espécie para as três condições hidrológicas avaliadas, tem-se o mapa de ocorrência geral das espécies de macrófitas emergentes estudadas (Figura 22).

Conforme já discutido previamente, diferentemente das áreas de ocorrência determinadas por Guasseli (2005), foram encontradas, áreas menores para o *S. giganteus* e *Z. bonariensis*. As áreas de ocorrência do *S. californicus* basicamente se mantiveram as mesmas, bem como as de lâmina de água. Esta diferença nas áreas de ocorrência, deve-se a forma de obtenção das amostras inseridas na classificação de imagens. Pois ao contrário do trabalho acima citado, neste o número de classe foi menor sendo a amostragem dos pixels pertencente a cada classe mais restrita aos padrões espectrais das áreas de ocorrência de cada tipo de MAE comprovada em no mínimo dois dos cinco trabalhos já desenvolvidos sobre estas macrófitas no BT.

Tassi (2008) relata a diferença dentre a resposta da vegetação que está submetida a distintos níveis de estresse hídrico. Esta constatação, motivou a divisão das áreas de ocorrência geral das MAE em diferentes zonas (Figura 23).

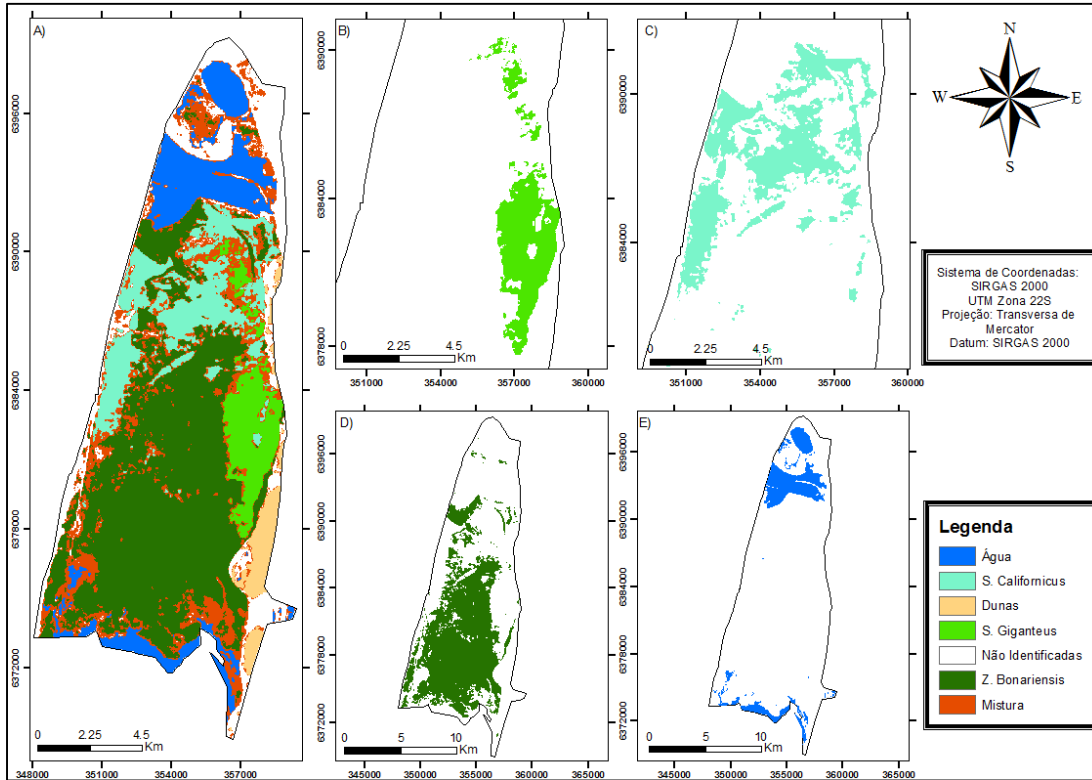


Figura 22 - Padrão de ocorrência do BT; A) Áreas de ocorrência das classes do estudo no BT; B) Local de ocorrência de *S. giganteus*; C) Local de ocorrência de *S. californicus*; D) Local de ocorrência de *Z. bonariensis*; E) Local de ocorrência de Água

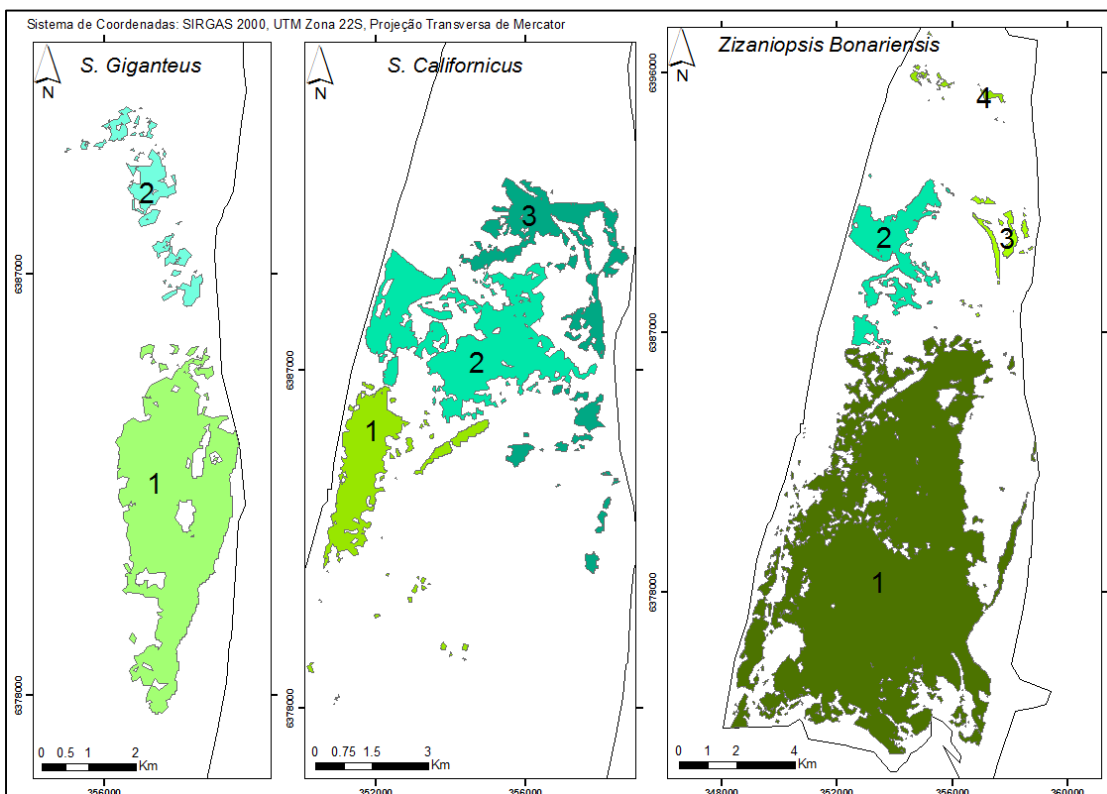


Figura 23 - Zonas de ocorrência por espécie de macrófita.

5.4 Análise investigativa do NDVI e sua relação com nível d'água e IAH

5.4.1 Relação estação do ano e período vegetativo com o NDVI das MAE

Na Figura 24 são apresentados os valores médios de NDVI para a espécie *Z. bonariensis* em cada data de imagem. Em média, os maiores valores de NDVI ocorreram nos meses de verão e outono, a exemplo das datas de 02/02/2001 e 11/05/1990 que apresentaram os valores mais altos de NDVI (NDVI = 0,67) dentre todas as imagens analisadas para os locais de ocorrência desta macrófita, e na ocasião a lâmina de água média nessas regiões era de 0,49 m (cota d'água de 2,58 m) e 0,13 m (cota d'água 2,14 m).

Independentemente da estação do ano ou do período vegetativo, as imagens que apresentaram maiores valores de NDVI vinham de um histórico de níveis baixos ou normais.

Os menores valores de NDVI foram encontrados nas imagens de inverno e primavera como, por exemplo, na data de 20/09/2003 e 12/11/2002, com NDVI=0,16, quando a lâmina média de água era de 1,70 m de lâmina (cota d'água de 3,48 m) e 1,99 m de lâmina (cota d'água de 4,03 m), com seus históricos de níveis d'água a 10 meses acima dos 3,40 m de cota. Estes resultados seguem um comportamento parecido aqueles constatados para macrófitas no delta do rio Paraná, onde foram encontrados maiores NDVIs no verão e menores no inverno (ZOFFOLI et al., 2008).

Diferentemente dos valores aqui encontrados, Jiang et al. (2013) descrevem maiores picos de NDVI no delta do rio Amarelo na China para algumas espécies de MAE da família *Poaceae* e outras macrófitas flutuantes nos meses de verão e, menores na primavera, atribuindo como causa disto a maior frequência de chuvas, nível de salinidade da água e profundidade naquela região. Possivelmente, esse comportamento diferenciado no BT deve-se à homogeneidade da distribuição das precipitações ao longo de todas as estações, fortalecendo a ideia de que no BT os valores do NDVI são mais influenciados pelos níveis d'água, visto que também não há salinização.

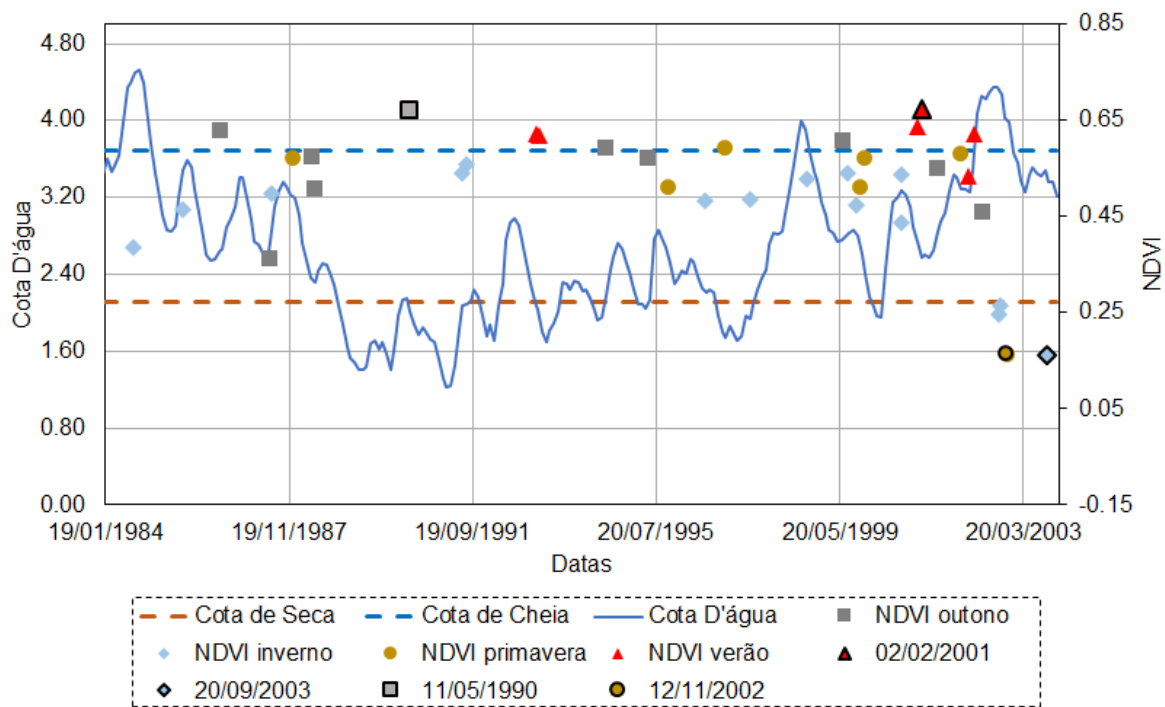


Figura 24 - Valor de NDVI máximo e mínimo para a espécie *Z. bonariensis* no Banhado do Taim

As demais espécies de MAE seguiram um comportamento semelhante ao da figura acima. O resultado completo para estas análises encontram-se no apêndice A, que apresenta os valores de NDVI e cota d'água para as três macrófitas estudadas, separadas por diferentes zonas de ocorrência já apresentadas na figura 23.

Verificou-se também que todas as MAE tiveram seus valores mais baixos de NDVI associados às condições hidrológicas de cheia, independente de estações do ano. O resultado da análise considerando a estação do ano diverge daquele encontrado por Guasseli (2005), que cita uma notória redução dos valores de NDVI nas épocas de senescência (meses de outono) se considerando a área total do banhado – o autor considerou o NDVI médio de todo o BT para esta afirmação, e neste trabalho o NDVI foi determinado para cada classe de MAE, independentemente. O resultado deste trabalho corrobora com o encontrado por Bonocchi (2006), que relata pouca variação do NDVI da espécie *S. californicus* quando consideradas as quantidades de folhas senescentes e verdes durante o decorrer do ano, o que acontece também com o *S. giganteus*, pois elas combinam alta produtividade com capacidade relativamente baixa de decomposição da biomassa (PRATOLONGO et al., 2005).

São notadas sutis diferenças nos valores de NDVI entre cada estação do ano para todas as MAE, sendo que os meses de verão apresentaram, na maioria das imagens, bons NDVIs (valor médio de NDVI = 0,62), seguidos pelos meses de primavera (valor médio de NDVI = 0,50), conforme também observado por Guasselli (2005). No inverno verificou-se uma certa dormência das MAE, coincidindo com um período de baixo crescimento vegetativo e baixos níveis de produção primária (GUASSELLI, 2005; FERREIRA, 2005) o que pode explicar a uniformidade nos valores de NDVI (valor médio de NDVI = 0,42) das macrófitas, que nesta época são alterados basicamente devido às mudanças de lâmina de água. O outono apresentou valores medianos (média de NDVI = 0,50), pois a resposta do NDVI revelou-se muito influenciada pela condição hidrológica e climatológica (Apêndice A).

O nível da água, aliado a condições climáticas, tem potencial de alterar a saúde das macrófitas, propiciando inclusive o desenvolvimento de espécies invasoras (CRONK, 2001). Este fato pode causar certa confusão nos valores de NDVI que pode apresentar bons resultados para área de ocorrência das espécies estudadas, mas que devido aos fatores citados anteriormente podem ser resposta de outro tipo de vegetação como das flutuantes, por exemplo.

5.4.2 Relação entre NDVI e IAH, lâmina d'água

Não foi possível estabelecer uma relação direta entre IAH e NDVI médio para as áreas de ocorrência (Figura 25) das três espécies de MAE estudadas. Foram observados diferentes comportamentos tanto de NDVI quanto de IAH, corroborando com Tassi (2008), que encontrou diferentes correlações entre NDVI e IAH para diferentes zonas de ocorrência da macrófita *Z. bonariensis*.

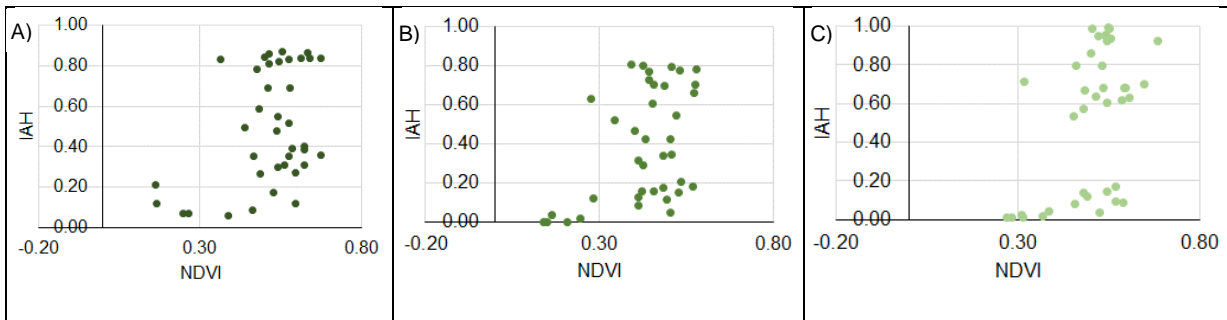


Figura 25 - Relação entre os valores de NDVI e IAH médios das áreas de ocorrência das MAE no BT. A) *Z. bonariensis* B) *S. californicus* C) *S. giganteus*.

Assim, de forma a investigar se dentro de uma mesma zona de ocorrência de cada macrófita era possível melhorar a relação entre o NDVI, o IAH e mesmo a lâmina de água, procedeu-se com a realização das análises e apresentação dos resultados por macrófita, dentro das zonas de ocorrência da figura 23.

5.4.2.1 *S. californicus*

Para cada área de ocorrência do *S. californicus*, foram encontrados diferentes R^2 entre os 6 cenários descritos no item 4.2.3.2 da metodologia, como pode ser observado no apêndice B.

Para a zona de ocorrência 1, o cenário que apresentou melhor resultado para a relação NDVI x lâmina d'água foi o 2 (valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do 1º mês anterior à imagem), enquanto para a relação NDVI x IAH, foi o cenário 6 (os valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do 1º e 2º meses anteriores à imagem).

A zona de ocorrência 2 mostrou um comportamento diferente, pois melhor relação encontrada foi no cenário 2 para lâmina d'água e cenário 5 (os valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do mês da imagem com o 1º e 2º meses anteriores à imagem) para IAH. Na zona 3 aconteceram as melhores associações de NDVI x IAH bem como de NDVI x lâmina d'água para os cenários 4 (os valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do mês da

imagem com o mês anterior à imagem) e 2, respectivamente (Figura 26). Na tabela 3 é apresentado um resumo do resultado obtido para esta análise.

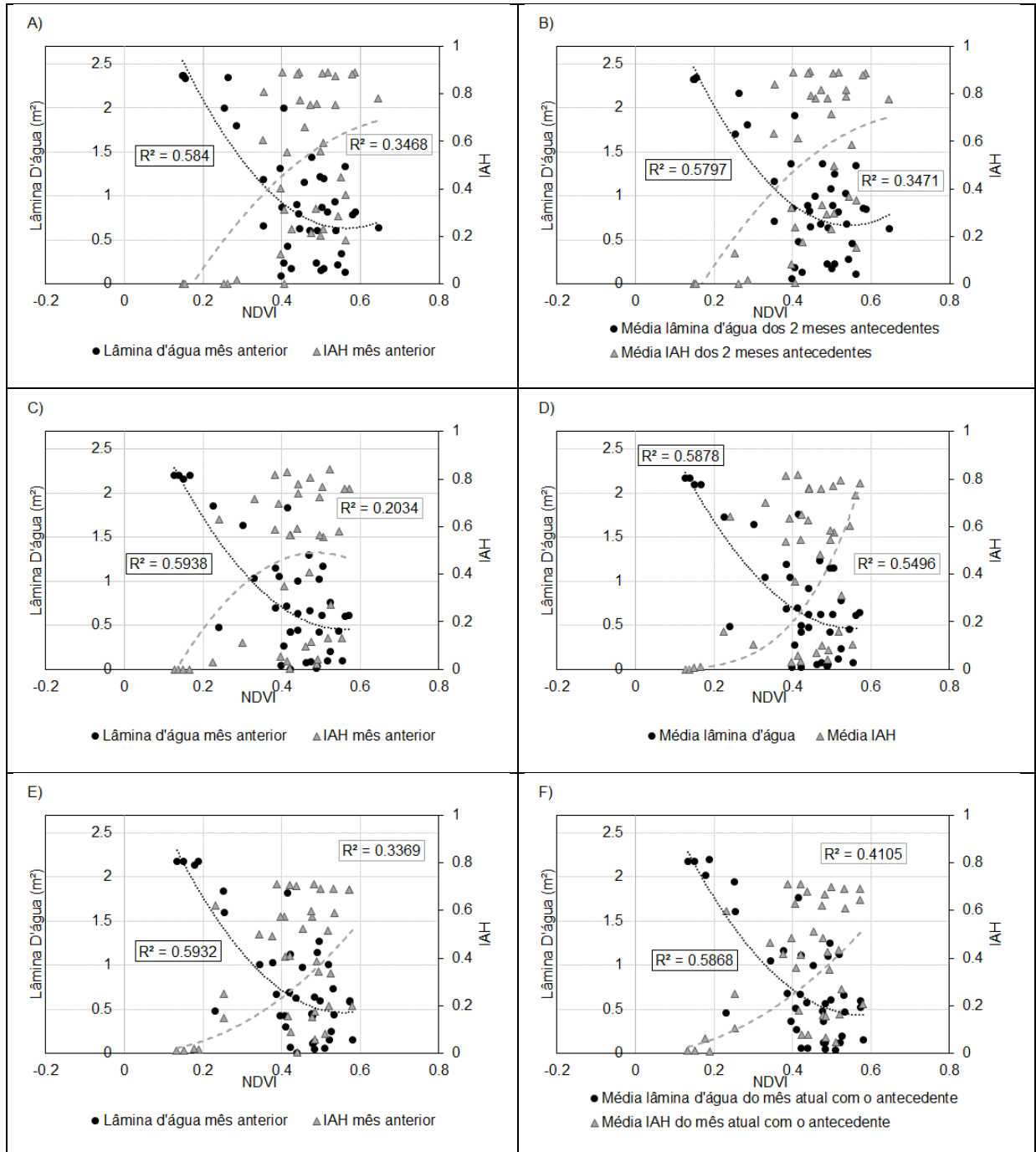


Figura 26 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus*; A) NDVI e lâmina d'água zona 1 cenário 2; B) NDVI e IAH zona 1 cenário 6; C) NDVI e lâmina d'água zona 2 cenário 2; D) NDVI e IAH zona 2 cenário 5; E) NDVI e lâmina d'água zona 3 cenário 2; F) NDVI e IAH zona 3 cenário 4.

Tabela 3 - Resumo dos melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus*.

Relação	Zona de ocorrência	Melhor cenário	R^2
NDVI x IAH	1	Cenário 6	0,3471
	2	Cenário 5	0,5496
	3	Cenário 4	0,4105
NDVI x lâmina de água	1	Cenário 2	0,5840 *
	2	Cenário 2	0,5938 *
	3	Cenário 2	0,5932 *

* ajustes provados no teste de significância de Fisher (95%).

Na sequência, foi realizada a mesma sequência de análise, considerando as estações do ano, e os resultados foram:

- I. Verão: as relações entre lâmina d'água e NDVI não apresentaram melhores resultados que aqueles encontrados para a análise geral em nenhuma das zonas de ocorrência. Já entre NDVI e IAH puderam ser observadas significativas melhoras para as zonas 1 e 3 no cenário 3. A zona 2 não apresentou bons coeficientes com nenhum dos cenários. Nas figuras 27 e 28 são apresentados os melhores R^2 dos meses de verão.

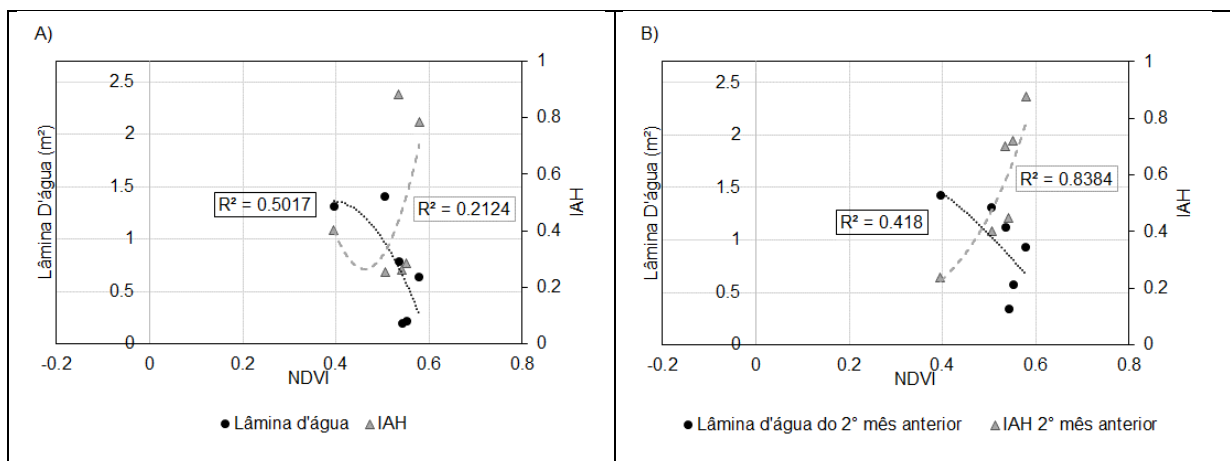


Figura 27 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus* no verão: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 1; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 3.

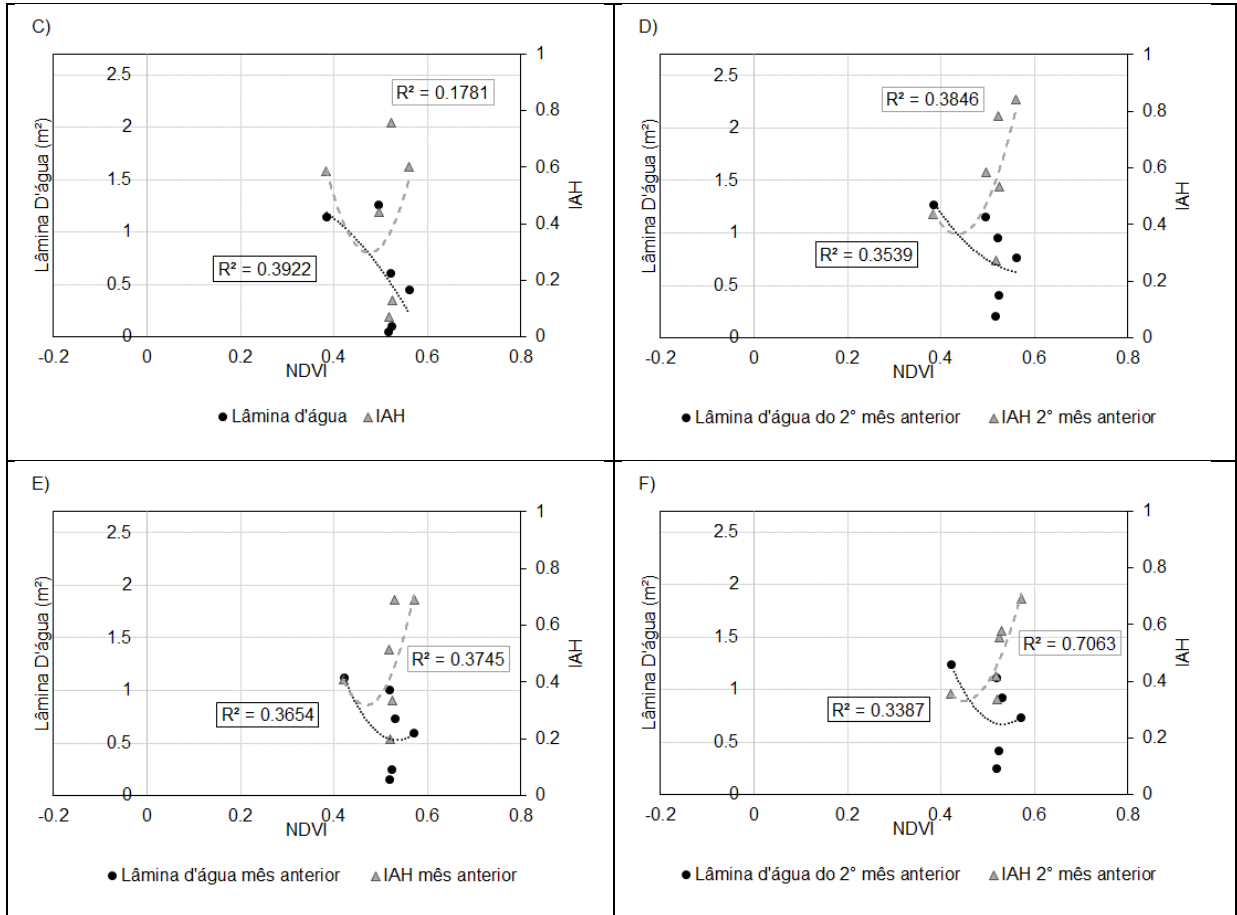


Figura 28 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus* no verão: C) NDVI x lâmina d'água Zona 2 cenário 1; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 3; E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 2; F) NDVI x IAH zona 3 cenário 3.

- II. Outono: os cenários 1, 2, 4, 5 e 6 apresentaram melhora apenas para as relações com a lâmina de água na zona 1 ($R^2 = 0,86$; $R^2 = 0,86$; $R^2 = 0,84$; $R^2 = 0,79$), nas demais zonas de ocorrência não houve melhora. Os coeficientes entre NDVI e IAH foram insignificantes para todas as zonas de ocorrência com valores de R^2 entre 0 e 0,2 neste período. Os R^2 mais altos para as relações analisadas podem ser vistos na figura 29.

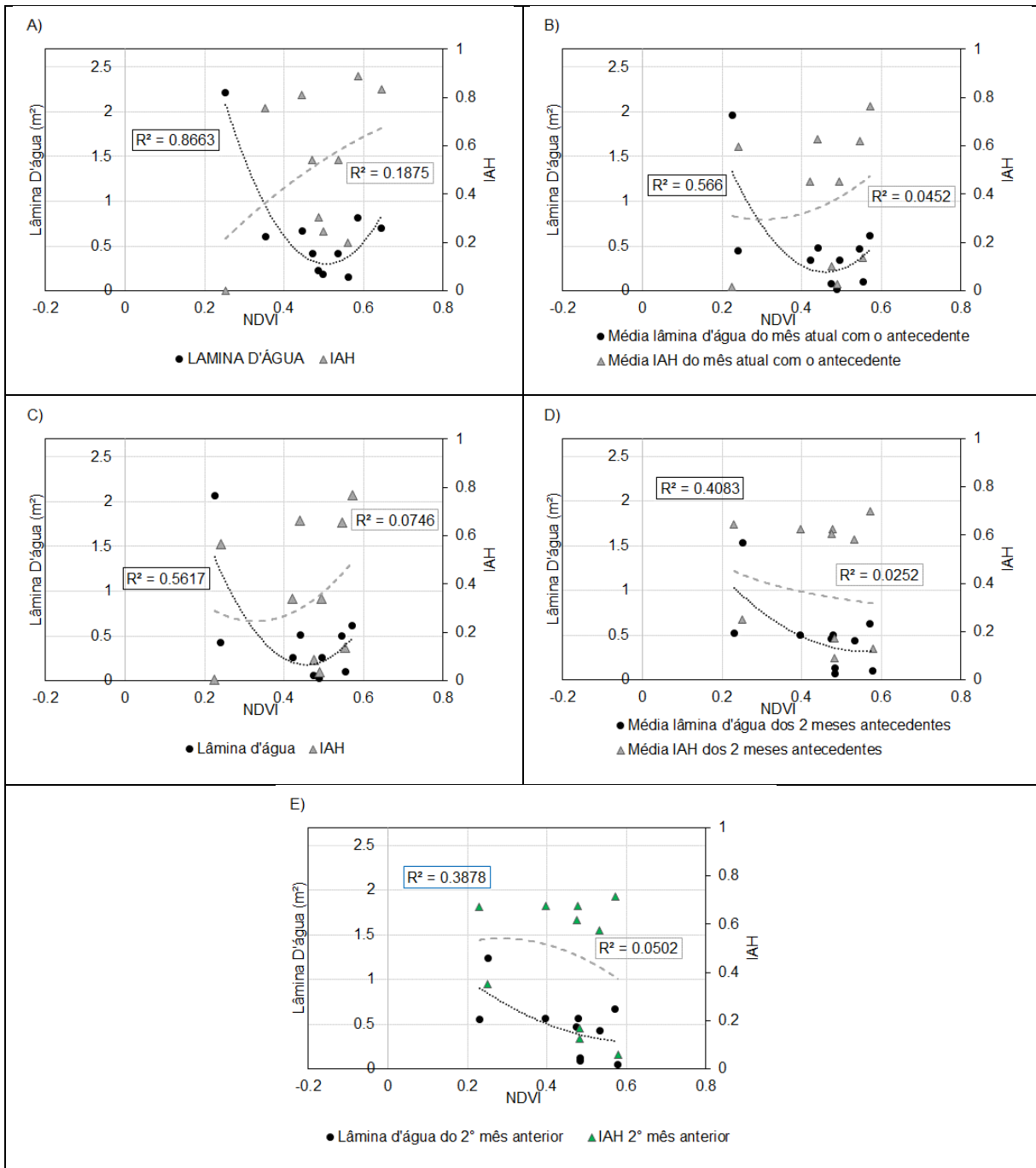


Figura 29 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus* no outono: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 4; C) NDVI x IAH zona 2 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 6; E) NDVI x IAH zona 3 cenário 3.

III. Inverno: Todos os cenários apresentaram bons resultados em todas as zonas de ocorrência para as relações entre NDVI e IAH, mas os melhores R^2 foram obtidos para os cenários 6, 5 e 1 para as zonas 1, 2

e 3, respectivamente. As lâminas d'água apresentaram melhores R^2 no cenário 3 em todas as zonas de ocorrência (Figura 30)

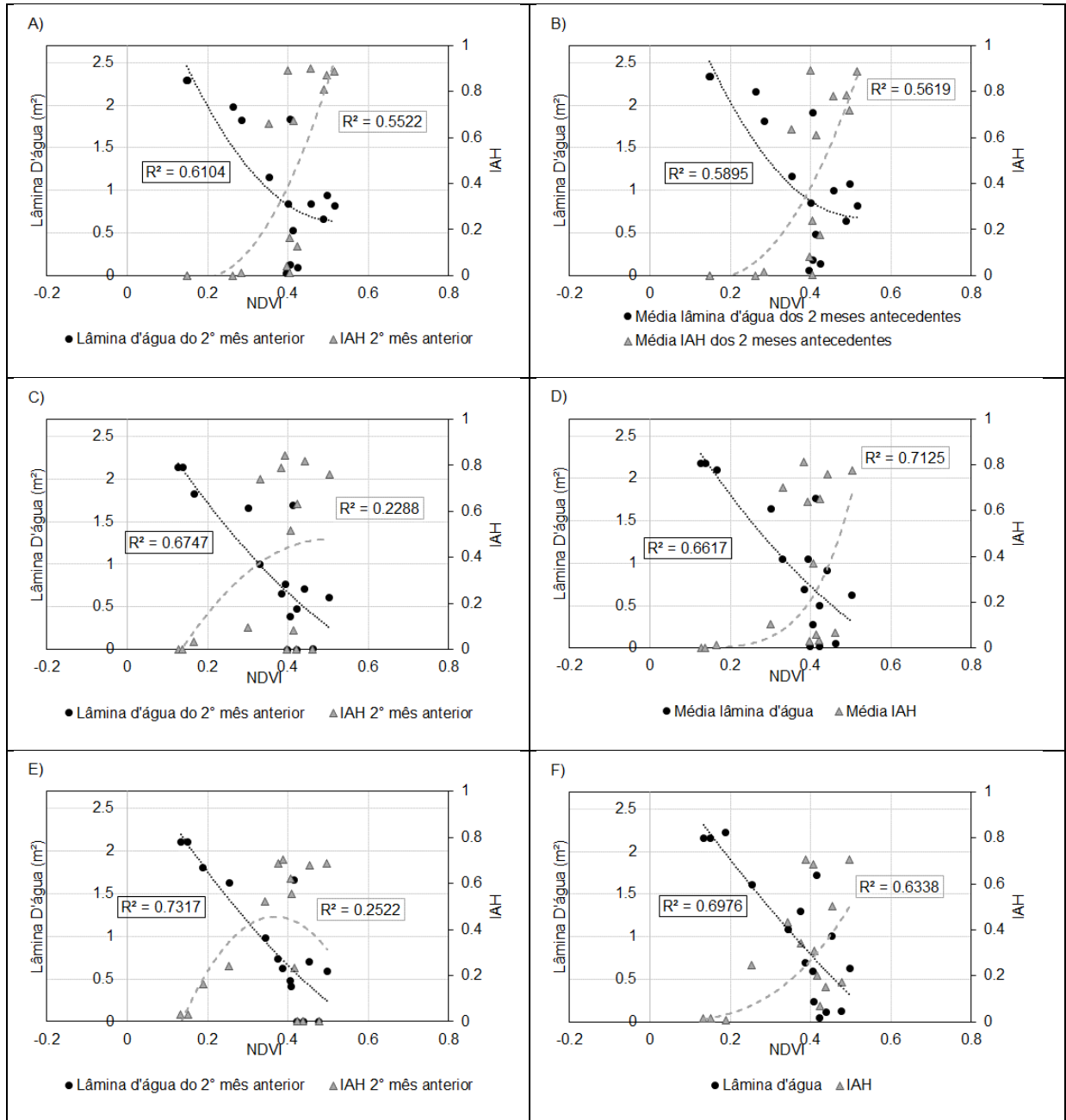


Figura 30 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus* no inverno: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 6; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 3; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 5; E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 3; F) NDVI x IAH zona 3 cenário 1.

IV. Primavera: os meses de primavera originaram altos R^2 entre lâmina d'água e NDVI no cenário 3, nas 3 zonas de ocorrência. A relação do NDVI com o IAH obteve R^2 entre 0,5 e 0,9 na maioria dos cenários, as únicas exceções foram os cenário 1 e 2 na zona 1 que apresentou um R^2 de 0,41 e 0,47 respectivamente. Na figura 31 podem ser vistos os melhores R^2 dos meses de primavera.

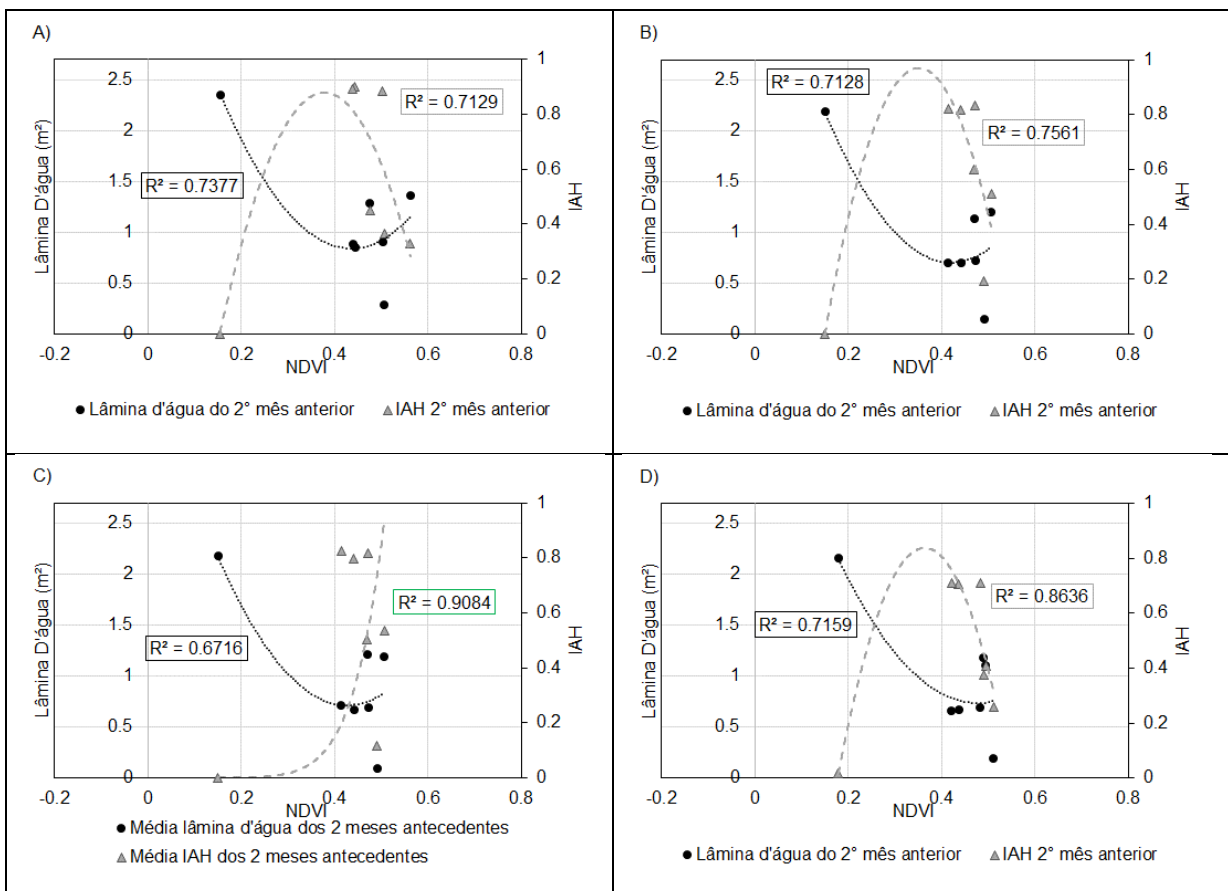


Figura 31 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. californicus* na primavera: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 3; C) NDVI x IAH zona 2 cenário 6; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3.

No apêndice C são apresentados os gráficos de todas as relações feitas em cada estação de ano para a macrófita *S. californicus*. Na tabela 4 é apresentado um resumo do resultado obtido para esta análise.

Tabela 4 - Resumo dos Melhores valores de R², para as zonas de ocorrência de *S. californicus* por estação do ano.

Relação	Estação do Ano	Zona de ocorrência	Melhor cenário	R ²	
NDVI x IAH	Verão	1	Cenário 3	0,8384 *	
		2	Cenário 3	0,3846 *	
		3	Cenário 3	0,7063 *	
	Outono	1	Cenário 1	0,1875	
		2	Cenário 1	0,0746	
		3	Cenário 3	0,502	
	Inverno	1	Cenário 6	0,5619 *	
		2	Cenário 5	0,7125	
		3	Cenário 1	0,6338	
	Primavera	1	Cenário 3	0,7129 *	
		2	Cenário 6	0,9084 *	
		3	Cenário 6	0,8419 *	
	NDVI x lâmina de água	Verão	1	Cenário 1	0,5017 *
			2	Cenário 1	0,3922 *
			3	Cenário 2	0,3654 *
Outono		1	Cenário 1	0,8663 *	
		2	Cenário 4	0,0452 *	
		3	Cenário 6	0,0252 *	
Inverno		1	Cenário 3	0,6104 *	
		2	Cenário 3	0,6747 *	
		3	Cenário 3	0,7317 *	
Primavera		1	Cenário 3	0,7377 *	
		2	Cenário 3	0,7128 *	
		3	Cenário 3	0,7159 *	

* ajustes provados no teste de significância de Fisher (95%).

5.4.2.2 *Z. bonariensis*

Esta espécie também teve resultados divergentes entre suas zonas de ocorrência. Os melhores R^2 aqui encontrados foram: Zona 1 - Cenário 5 (os valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do mês da imagem com o 1° e 2° mês anteriores à imagem) para o IAH e Cenário 3 (valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do 2° mês anterior a imagem) para lâmina d'água, os outros cenários tiveram valores de R^2 que variaram entre 0,46 e 0,54 para lâmina d'água e entre 0,28 e 0,40 para IAH; Zona 2 - Cenário 5 para IAH e Cenário 6 (os valores de IAH e lâmina d'água são correspondentes à média do 1° e 2° mês anteriores à imagem) para lâmina d'água, os demais cenários apresentaram bons valores (R^2 médio para IAH = 0,59 e de 0,54 para lâmina d'água), sendo nesta zona encontrados os melhores coeficientes para esta espécie; Zona 3 - Cenário 5 para IAH e Cenário 6 para lâmina d'água, as relações com lâmina d'água foram semelhantes as encontradas na zona 1 (média dos R^2 em 0,57), já o IAH apresentou médias menores (R^2 médio = 0,2); Zona 4 - cenário 3 para IAH e lâmina d'água. Nesta área são observadas baixos R^2 (0,05 para IAH e 0,14 para lâmina d'água).

As figuras 32 e 33 mostram os cenários, que obtiveram os melhores R^2 para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*. Os demais cenários podem ser vistos no apêndice D. Na tabela 5 é apresentado um resumo do resultado obtido para esta análise.

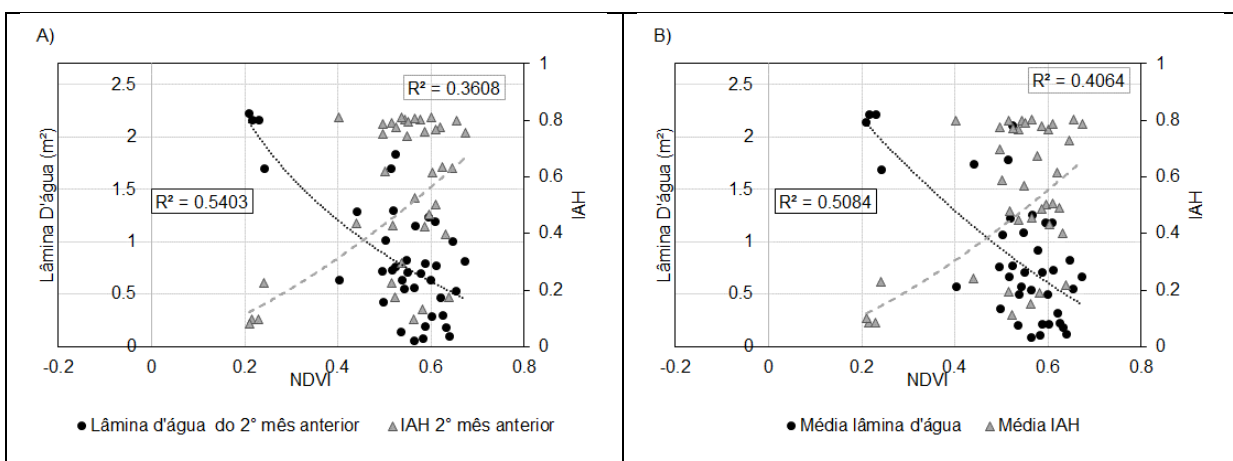


Figura 32 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 5.

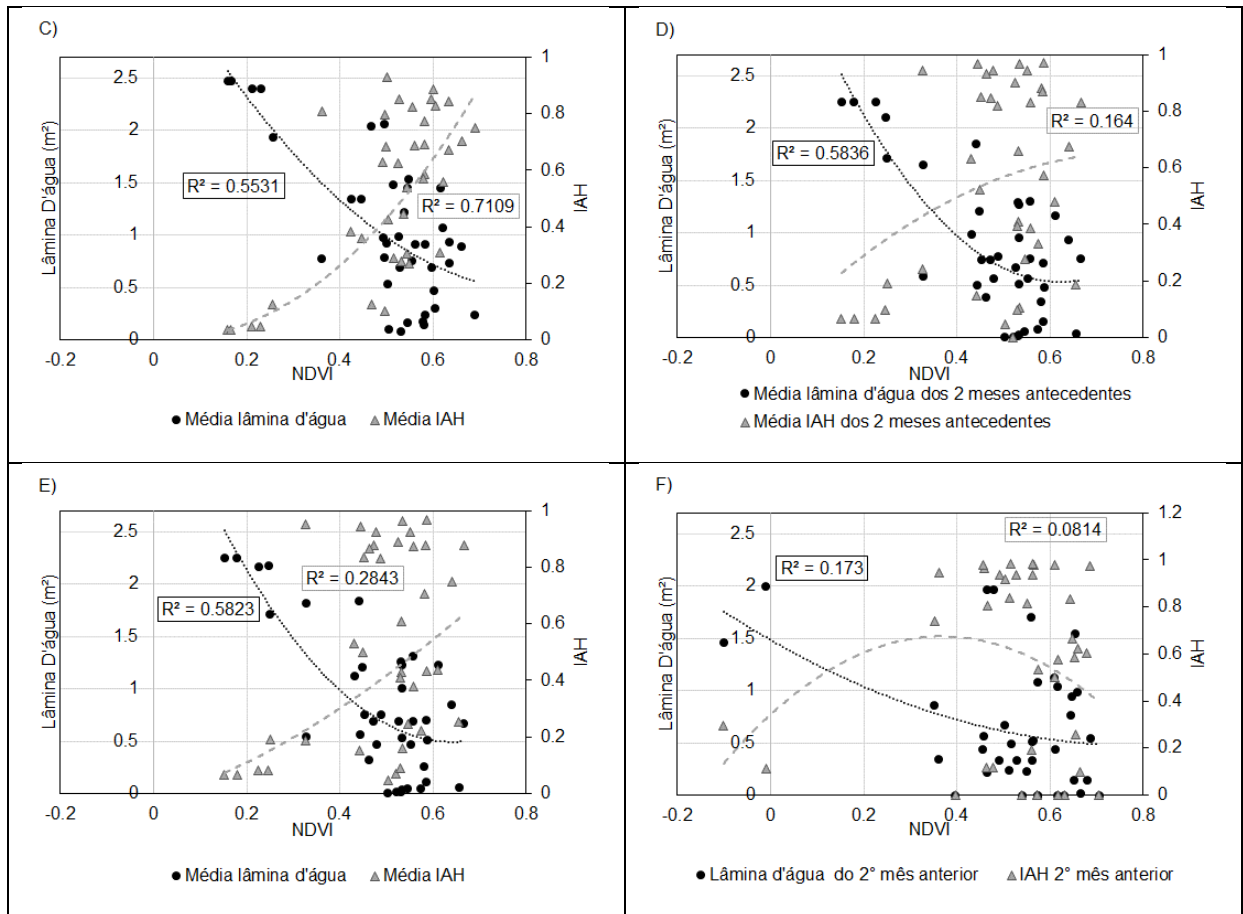


Figura 33 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*: C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; D) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 6; E) NDVI x IAH zona 3 cenário 5; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3;

Tabela 5 - Resumo dos melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*.

Relação	Zona de ocorrência	Melhor cenário	R^2
NDVI x IAH	1	Cenário 5	0,4064
	2	Cenário 5	0,7109
	3	Cenário 5	0,2843
	4	Cenário 3	0,0814
NDVI x lâmina de água	1	Cenário 3	0,5403
	2	Cenário 5	0,5531
	3	Cenário 6	0,5836 *
	4	Cenário 3	0,1730

* ajustes provados no teste de significância de Fisher (95%).

Considerando apenas imagens de mesma estação do ano, os resultados foram:

- I. Verão: todos os cenários apresentaram R^2 piores para este período, quando analisados NDVI e lâmina d'água em todas as zonas de ocorrência, a única exceção foi na zona 4 (R^2 médio entre os Cenários de 0,57). O IAH teve as melhores relações com o NDVI nas zonas 1 e 3 R^2 médio 0,72 e 0,50 respectivamente, as demais zonas mantiveram mais ou menos o mesmo padrão encontrados quando não consideradas as diferentes estações do ano. Nas figuras 34 e 35 são apresentados os R^2 de maior valor obtidos nestes meses.

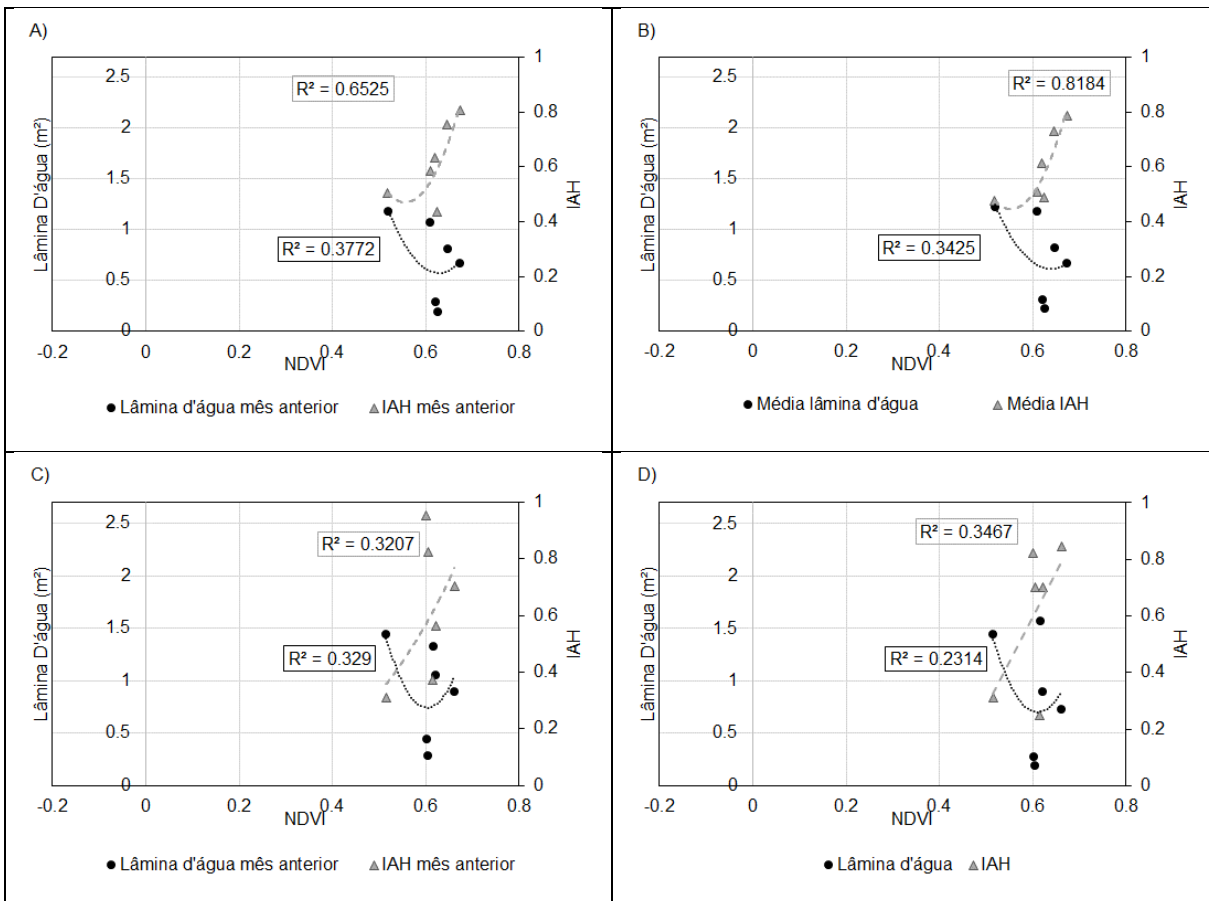


Figura 34 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* no verão. A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 2; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 5; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 2; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 1.

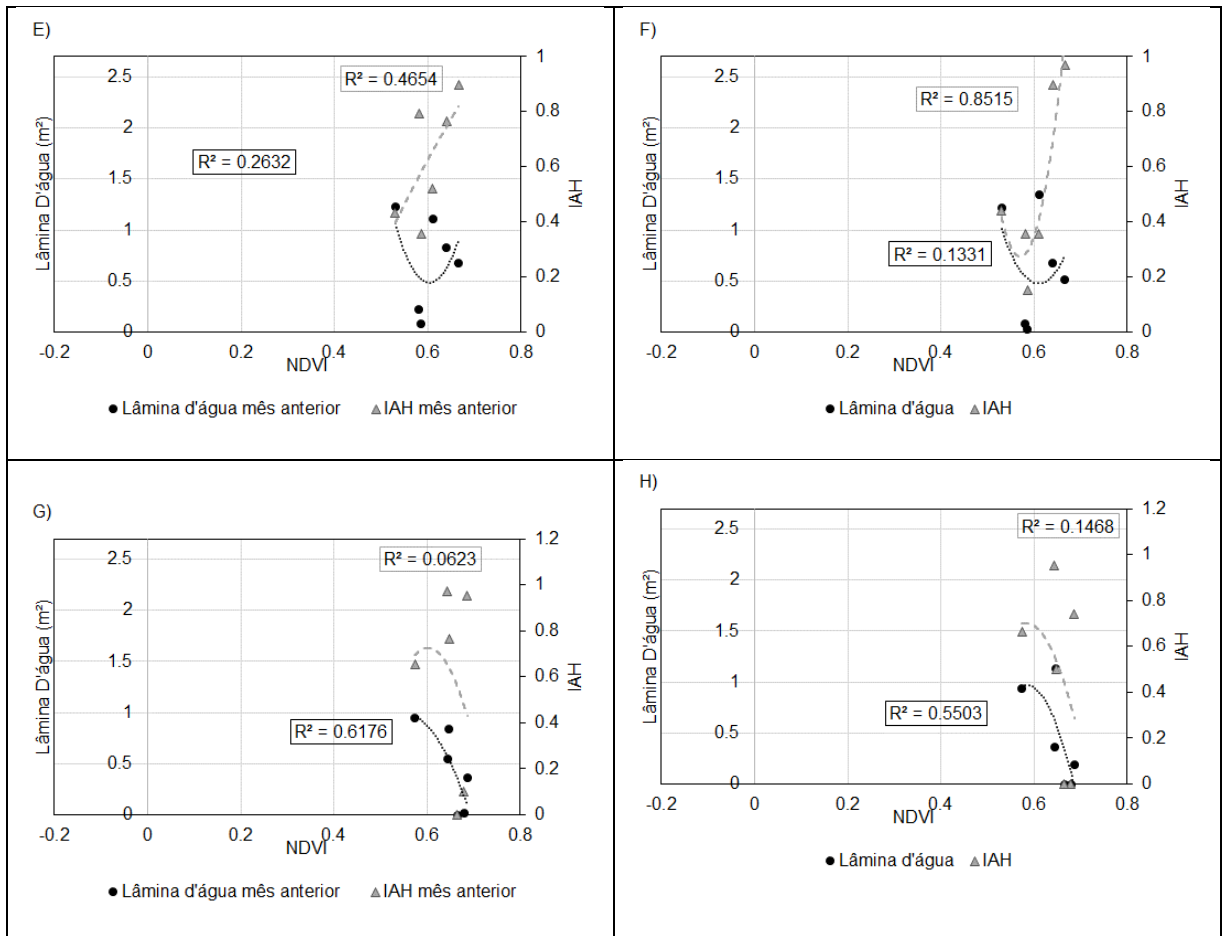


Figura 35 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* no verão. E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 2 F) NDVI x IAH zona 3 cenário 1; G) NDVI x lâmina d'água zona 4 cenário 2; H) NDVI x IAH zona 4 cenário 1.

- II. Outono: A zona de ocorrência 3 apresentou os melhores R^2 para as relações ente NDVI e lâmina d'água (R^2 médio = 0,44), as relações com o IAH se mostraram insignificantes em todas as zonas de ocorrência (R^2 entre 0,04 e 0,22). A figura 36 apresenta os R^2 mais altos para esta espécie.

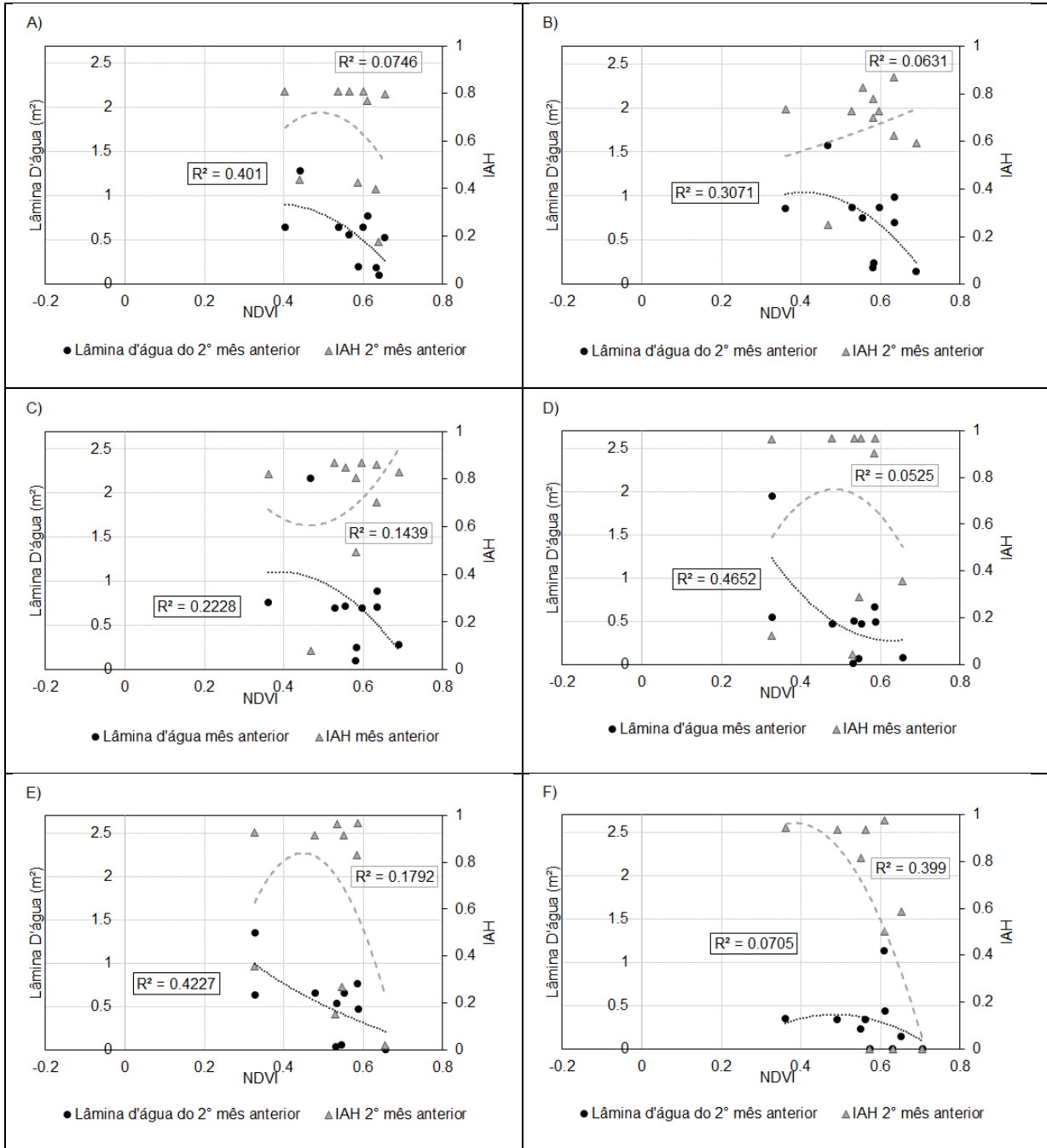


Figura 36 - Melhores R^2 encontrados para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* no outono: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH para zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água para zona 2 cenário 3; C) NDVI x IAH para zona 2 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água para zona 3 cenário 2; E) NDVI x IAH para zona 3 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH para zona 4 cenário 3;

III. Inverno: Nesta época do ano as relações ente NDVI e IAH apresentaram valores altos para a zona 2, os melhores R^2 foram obtidos para os cenários 5, 2, 1, 3 para as zonas 1, 2, 3 e 4 respectivamente. As lâminas d'água mantiveram seus altos R^2 onde destaca-se o Cenário 3 que apresentou melhores coeficientes em todas as zonas de ocorrência (figura 37 e 38).

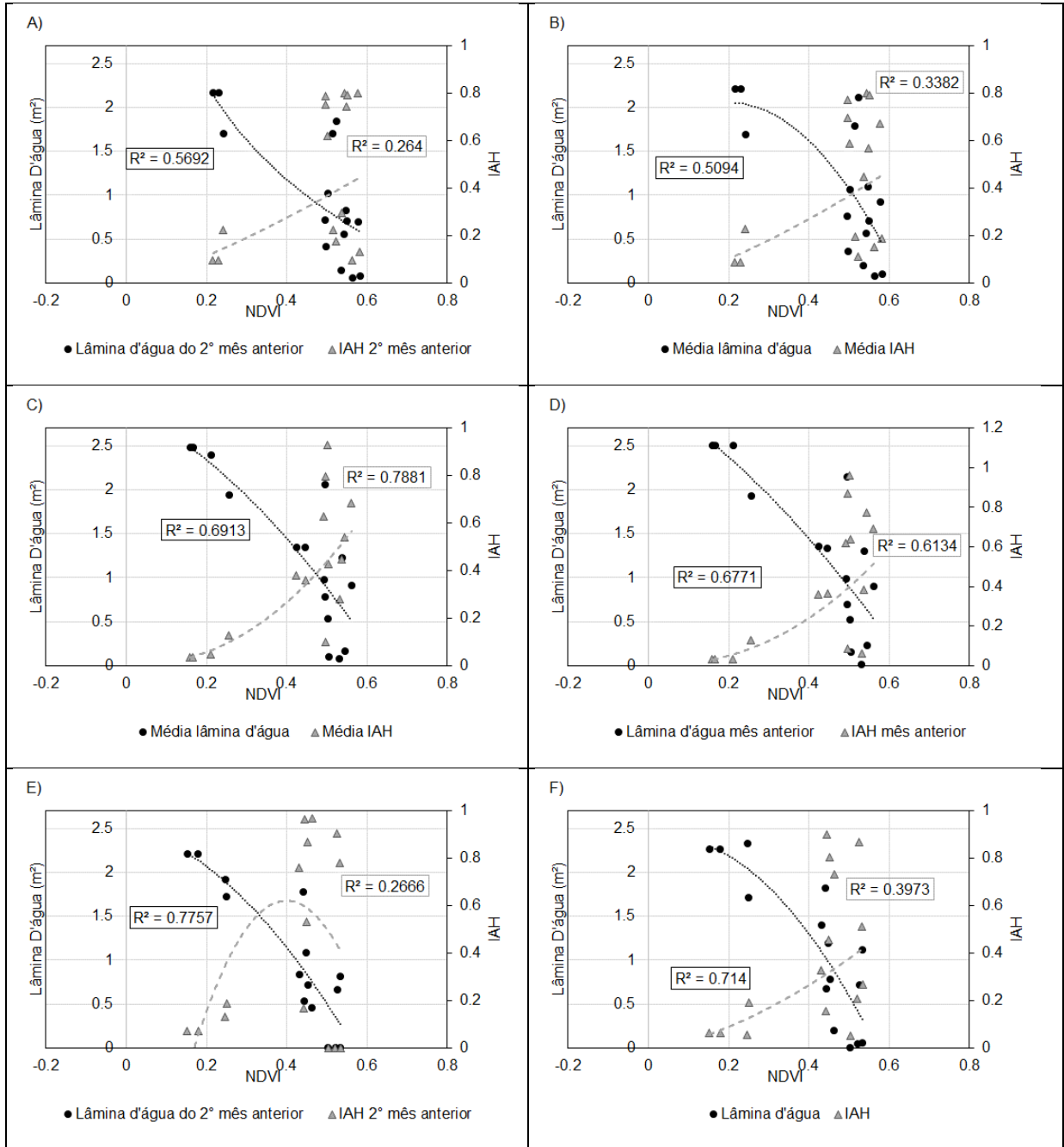


Figura 37 - Melhor R^2 por zona de ocorrência de *Z. bonariensis* no inverno: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 5; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 5; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água zona 3 cenário 3; F) NDVI x IAH zona 3 cenário 1;

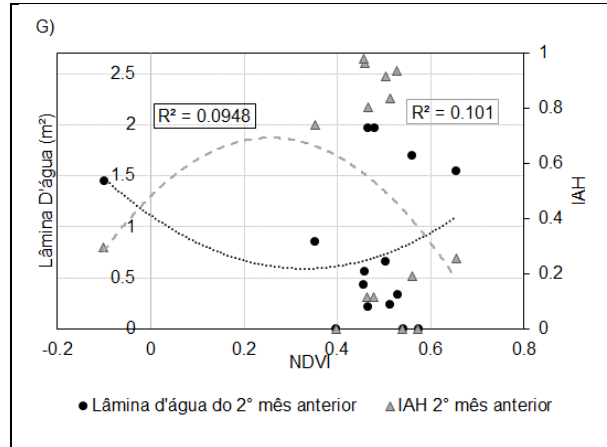


Figura 38 - Melhor R^2 por zona de ocorrência de *Z. bonariensis* no inverno: G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.

IV. Primavera: todas as zonas de ocorrência apresentaram bons resultados, os valores variaram de 0,57 a 0,86 tanto para a relação entre NDVI e lâmina d'água quanto para a relação entre NDVI e IAH. As figuras 39 e 40 mostram os melhores R^2 obtidos nesta estação.

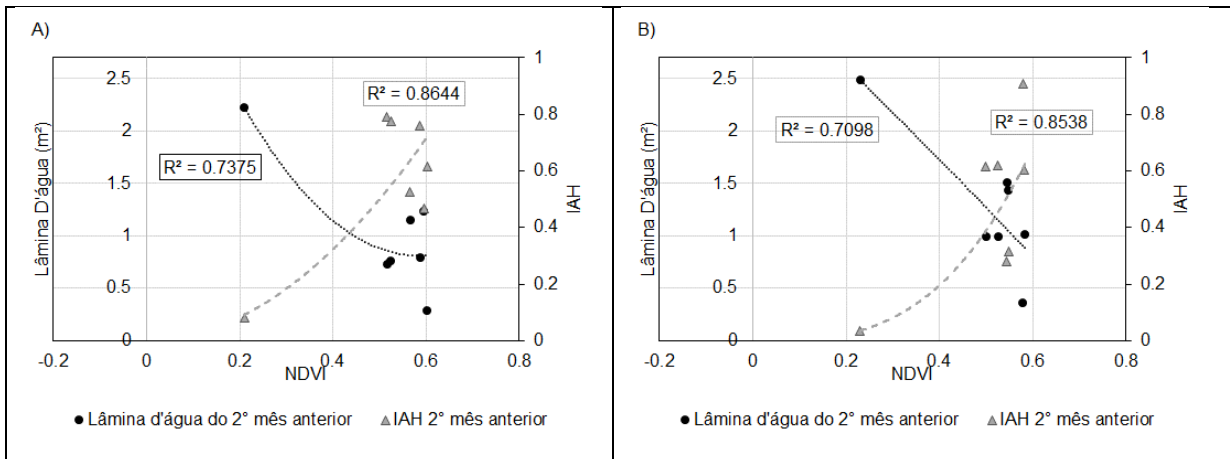


Figura 39 - Melhor R^2 por zona de ocorrência de *Z. borariensis* na primavera: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH, zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH, zona 2 cenário 3.

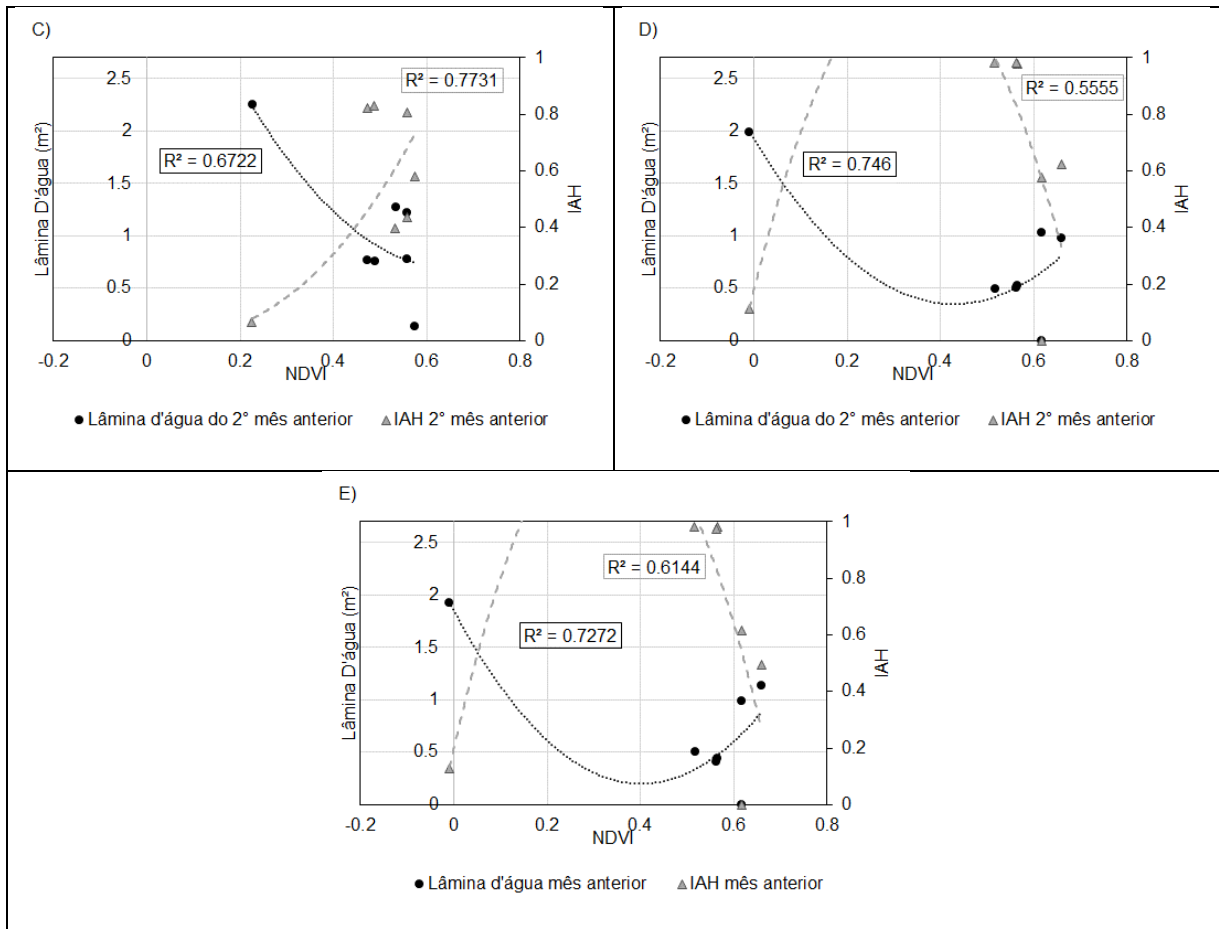


Figura 40 - Melhor R^2 por zona de ocorrência da espécie *Z. borariensis* na primavera: C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH, zona 3 cenário 3; D) NDVI x lâmina d'água, zona 4 cenário 3; E) NDVI x IAH, zona 4 cenário 2;

No apêndice E são apresentadas os gráficos de todas as relações feitas em cada estação de ano para a macrófita *Z. borariensis*. Na tabela 6 é apresentado um resumo do resultado obtido para esta análise.

Tabela 6 - Resumo dos Melhores valores de R², para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* por estação do ano.

Relação	Estação do Ano	Zona de ocorrência	Melhor cenário	R ²
NDVI x IAH	Verão	1	Cenário 5	0,8184 *
		2	Cenário 1	0,3467 *
		3	Cenário 1	0,8515 *
		4	Cenário 1	0,1468
NDVI x IAH	Outono	1	Cenário 3	0,0746
		2	Cenário 4	0,1256 *
		3	Cenário 3	0,1792
		4	Cenário 3	0,3990 *
	Inverno	1	Cenário 5	0,3382
		2	Cenário 2	0,8130
		3	Cenário 1	0,3973
		4	Cenário 3	0,1010
	Primavera	1	Cenário 3	0,8644 *
		2	Cenário 3	0,8538 *
		3	Cenário 3	0,7731 *
		4	Cenário 2	0,6144 *
NDVI x lâmina de água	Verão	1	Cenário 2	0,3772 *
		2	Cenário 2	0,3290 *
		3	Cenário 2	0,2632 *
		4	Cenário 2	0,6176 *
	Outono	1	Cenário 3	0,4010 *
		2	Cenário 3	0,3071
		3	Cenário 2	0,4652 *
		4	Cenário 3	0,0705
	Inverno	1	Cenário 3	0,5692 *
		2	Cenário 5	0,6913 *
		3	Cenário 3	0,7757 *
		4	Cenário 3	0,0948
	Primavera	1	Cenário 3	0,7375 *
		2	Cenário 3	0,7098 *
		3	Cenário 3	0,6722 *
		4	Cenário 3	0,7460 *

* ajustes provados no teste de significância de Fisher (95%).

5.4.2.3 *S. giganteus*

As zonas de ocorrência de *S. giganteus* apresentaram R^2 entre 0,40 e 0,60 em todos os cenários para ambas as relações. A zona 1 apresentou R^2 entre 0,52 e 0,60 na relação NDVI x lâmina d'água, na zona 2 estes valores foram um pouco menores, seus R^2 ficaram entre 0,42 e 0,46, sendo seus maiores valores encontrados nos Cenários 3 e 2 respectivamente. Os IAH mantiveram-se entre 0,44 e 0,40 na zona 1 e entre 0,39 e 0,46 na zona 2, os melhores Cenários foram o 6 na zona 1 e 4 na zona 2 (Figura 41). Os demais cenários podem ser vistos no apêndice F. Na tabela 7 é apresentado um resumo do resultado obtido para esta análise.

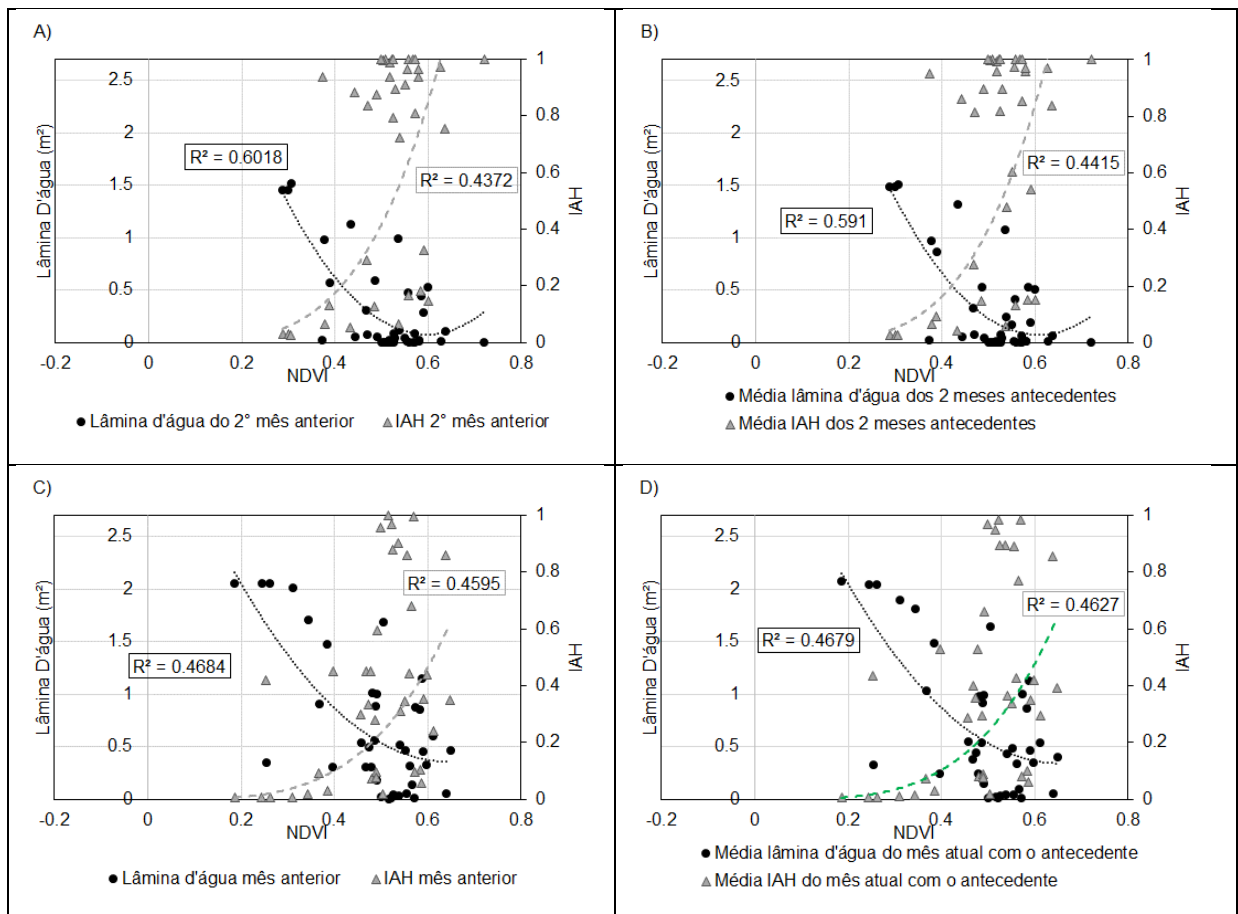


Figura 41 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. giganteus*: A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 6; C) NDVI x lâmina d'água zona 2 cenário 2; D) NDVI x IAH zona 2 cenário 4;

Tabela 7 - Resumo dos melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. giganteus*.

Relação	Zona de ocorrência	Melhor cenário	R^2
NDVI x IAH	1	Cenário 6	0,4415 *
	2	Cenário 4	0,4627
NDVI x lâmina de água	1	Cenário 3	0,6018 *
	2	Cenário 2	0,4684

* ajustes provados no teste de significância de Fisher (95%).

Considerando as estações do ano, os resultados foram:

- I. Verão: Todos os R^2 para ambas as relações resultaram em valores baixíssimos, entre 0,09 e 0,14 na zona 1. A zona 2 apresentou valores um pouco maiores, entre 0,19 e 0,28. A figura 42 apresenta os cenários que atingiram os melhores R^2 nesta condição.

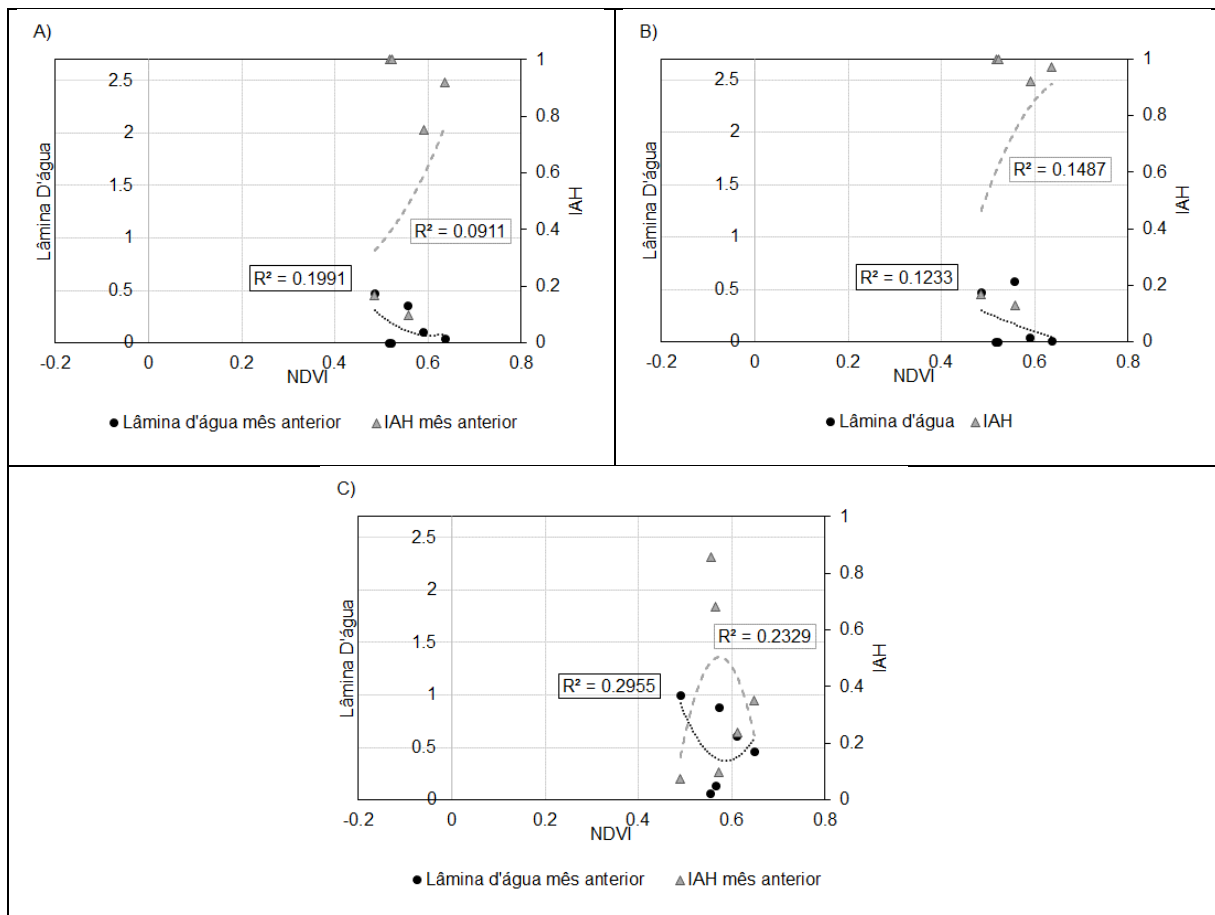


Figura 42 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* no verão. A) NDVI x lâmina d'água zona 1 cenário 2; B) NDVI x IAH zona 1 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.

- II. Outono: As relações mostraram-se moderadas entre NDVI e lâmina d'água nas duas zonas de ocorrência (R^2 entre 0,18 e 0,36), o mesmo acontece com o IAH (R^2 entre 0,17 e 0,29). O Cenário que obteve maior R^2 foi o 3, tanto para lâmina d'água (zona 2) e IAH (zonas 1 e 2). O Cenário 2 atingiu maior R^2 apenas na relação com lâmina d'água na zona 1 (Figura 43).

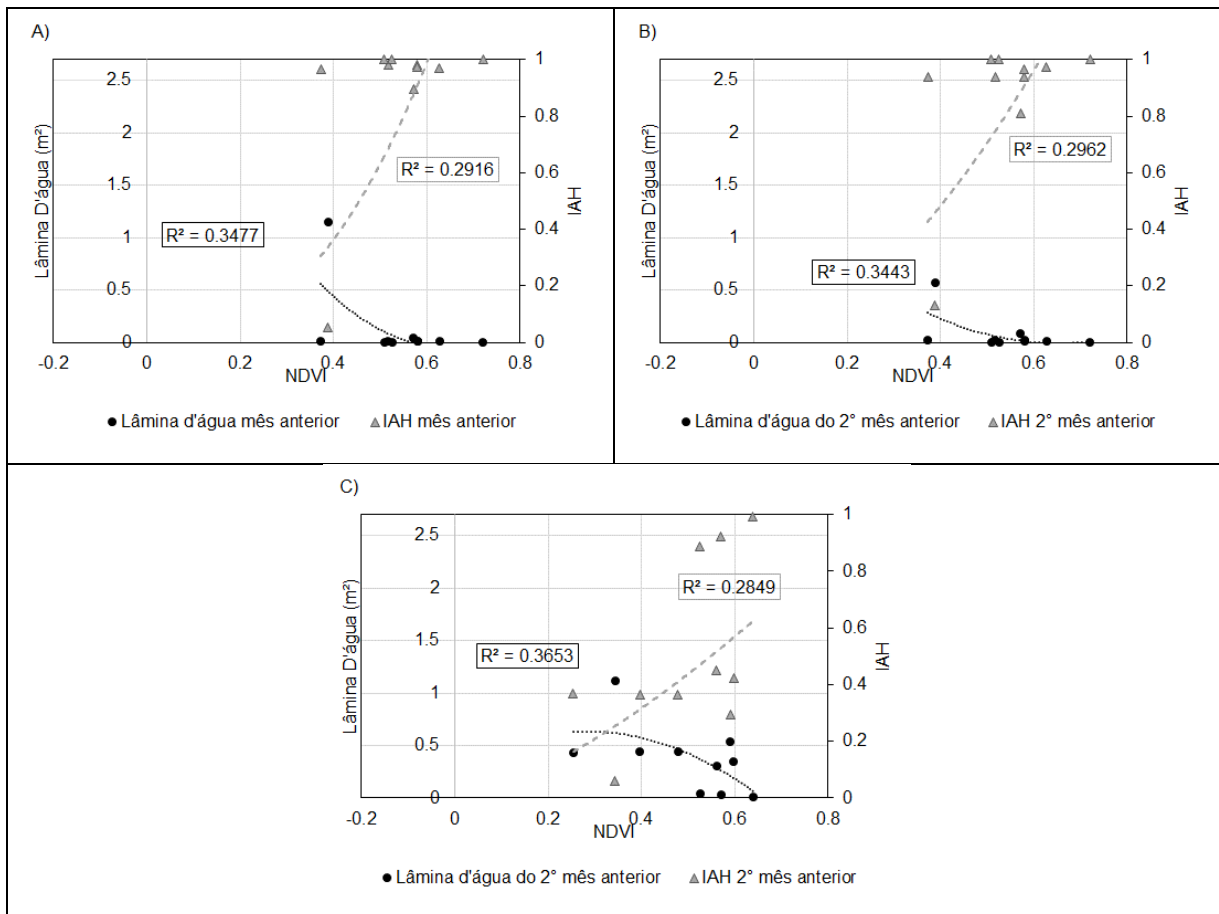


Figura 43 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* no outono: A) NDVI x lâmina d'água para zona 1 cenário 2; B) NDVI x IAH para zona 1 cenário 3; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

- III. Inverno: todos os cenários apresentaram bons R^2 (entre 0,49 e 0,68), o Cenário 3 na zona 1 obteve os maiores valores tanto para lâmina d'água como para IAH. Já na zona 2 o cenário que apresentou melhores valores foi o 1 (Figura 44). No entanto, não se verifica

grandes alterações nestes coeficientes não entre os cenário em nenhuma das zonas de ocorrência de *S. giganteus*.

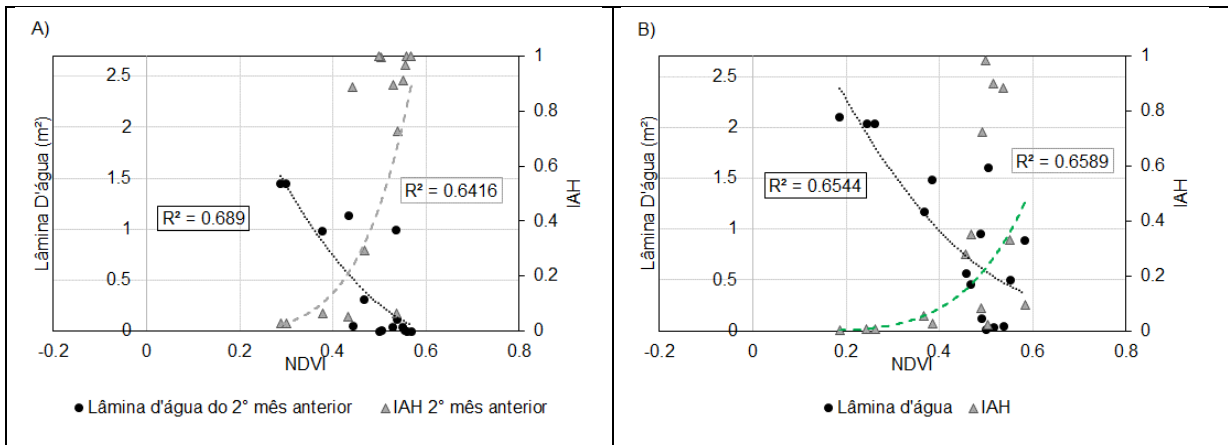


Figura 44 - Melhores valores de R^2 , para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* no inverno: A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1.

IV. Primavera: as melhores relações foram encontradas nestes meses, seus valores tanto de NDVI e IAH quanto para NDVI e lâmina d'água foram satisfatórios. Na zona 1 os R^2 ficaram entorno de 0,97 e 0,65, sendo o seu menor valor (R^2 de 0,27) encontrado no Cenário 4 para NDVI e IAH. Na zona 2 os valores foram ainda melhores para lâmina d'água (R^2 entre 0,79 e 0,72) e IAH (R^2 entre 0,40 e 0,56). A figura 45 demonstram os cenários de maior R^2 neste período.

No apêndice G são apresentados os resultados das relações de NDVI com IAH e lâmina d'água para todos os cenários, em cada estações do ano para a macrófita *S. giganteus*. Na tabela 8 é apresentado um resumo com os melhores R^2 obtidos nestas relações por estação do ano.

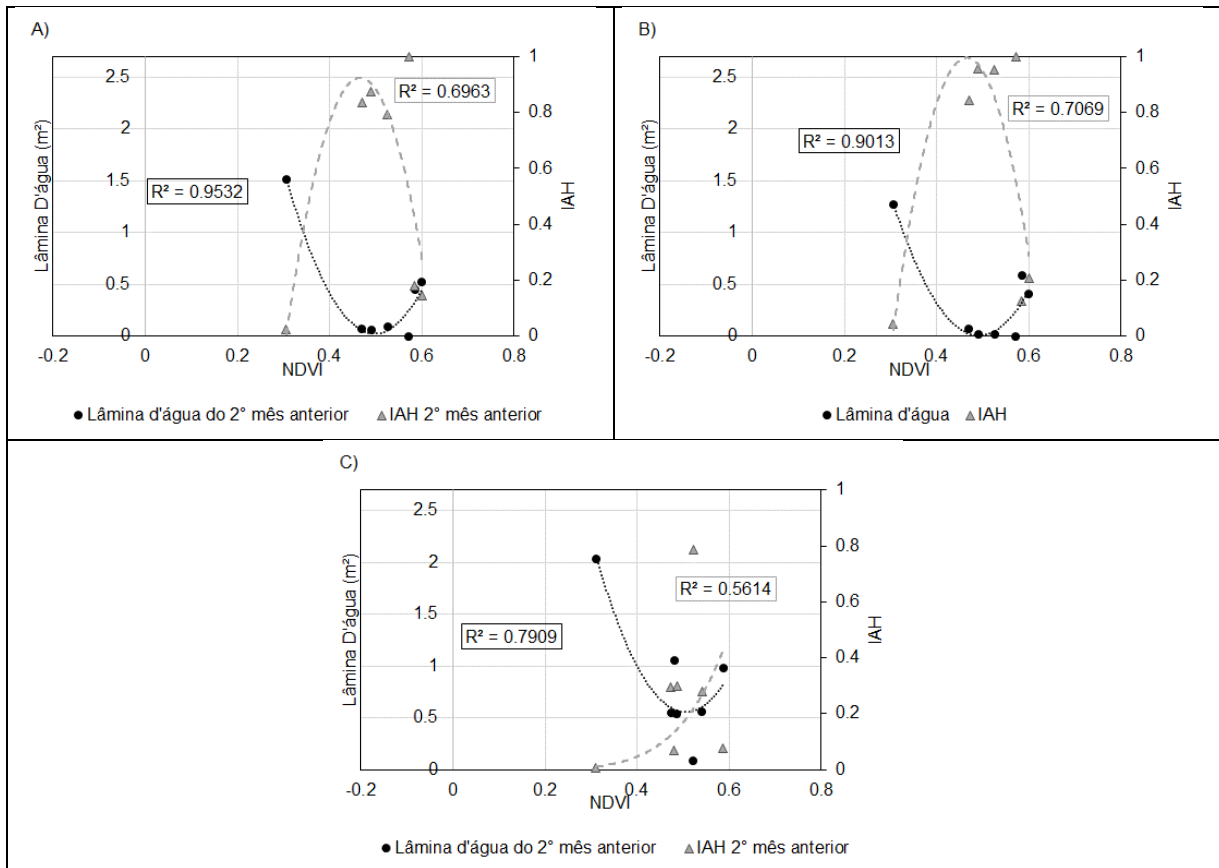


Figura 45 - Melhor R² por zona de ocorrência da espécie *S. giganteus* na primavera: A) NDVI x lâmina d'água, zona 1 cenário 3; B) NDVI x IAH, zona 1 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

Tabela 8 - Resumo dos Melhores valores de R², para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* por estação do ano.

Relação	Estação do Ano	Zona de ocorrência	Melhor cenário	R ²
NDVI x IAH	Verão	1	Cenário 1	0,1487
		2	Cenário 2	0,2329 *
	Outono	1	Cenário 3	0,3653 *
		2	Cenário 3	0,2962
	Inverno	1	Cenário 3	0,6416 *
		2	Cenário 1	0,6589
	Primavera	1	Cenário 1	0,7069 *
		2	Cenário 3	0,5614 *
NDVI x lâmina de água	Verão	1	Cenário 2	0,1991 *
		2	Cenário 2	0,2955 *
	Outono	1	Cenário 2	0,3477 *
		2	Cenário 3	0,3443 *
	Inverno	1	Cenário 3	0,6890 *
		2	Cenário 1	0,6544 *
	Primavera	1	Cenário 3	0,9532 *
		2	Cenário 3	0,7909 *

* ajustes provados no teste de significância de Fisher (95%).

5.4.3 Síntese das análises da relação entre NDVI, IAH e lâmina de água

Como resultado geral da análise da relação entre o NDVI, IAH e lâmina de água, verificou-se que todas as MAE selecionadas neste estudo apresentaram bons coeficientes de correlação (R^2) entre NDVI e lâmina d'água (R^2 entre 0,50 e 0,60). Esta correlação melhorou quando as associações foram realizadas considerando a estação do ano atingindo os maiores relações na primavera (R^2 entre 0,7 e 0,95), demonstrando que a altura de lâmina d'água é responsável por alterações na saúde da vegetação, refletindo nos valores de NDVI. Os melhores valores de R^2 foram encontrados para o Cenário 3 que considera a relação entre lâmina d'água média do segundo mês antecedente às datas das imagens.

Resultados semelhantes foram encontrados por Shaikh et al. (2001) que encontraram altos coeficientes de correlação entre NDVI e área inundada ($R^2 = 0,88$) na junção dos rios Murray e Darling na Austrália, bem como os de Powell et al. (2014) que relatam correlações significativas entre estas duas variáveis ($R^2 = 0,69$) nas áreas úmidas do rio Gwydir, também na Austrália. Ambos os estudos relatam que a melhor relação encontrada foi para um cenário que considerou os fluxos d'água de 40 dias anteriores à data da imagem que forneceu o NDVI, similarmente ao constatado neste estudo.

Quando o NDVI foi correlacionado com os IAHs sem considerar as estações do ano, o R^2 atingiu valores médios por volta dos 0,41 em todas as MAE. Considerando as estações do ano, estes valores apresentarem melhoras para ambas as macrófitas estudadas, em quase todas as suas áreas de ocorrência, atingindo valores bem mais altos (R^2 médio = 0,54 nos meses de inverno; R^2 médio = 0,78 nos meses de primavera; R^2 médio = 0,49 nos meses de primavera). Os meses de outono tiveram uma piora no valor; por exemplo, de 0,39 a *Z. bonariensis* na zona de ocorrência 4 para o cenário 3. O baixo valor pode ter sido influenciado pela relação não unívoca que está associada entre um IAH e a lâmina de água deste tipo de macrófita, conforme já discutido na revisão bibliográfica. Por exemplo, dentre as imagens representativas do outono, a de 11/05/1990 teve um NDVI médio de 0,57 nas zonas de ocorrência da *Z. bonariensis*, correspondendo a um IAH de 0,18, e na imagem de 01/06/1986 este mesmo valor de NDVI correspondeu a um IAH de 0,71. Salvo estas exceções, altos NDVI foram acompanhados de bons IAHs.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste trabalho foi avaliada a relação da dinâmica espaço-temporal de macrófitas aquáticas emergentes no Banhado do Taim frente a diferentes níveis d'água com auxílio de SR.

Para isso, foram selecionadas três espécies de macrófitas aquáticas emergentes representativas do BT (*S. californicus*, *Z. bonariensis* e *S. giganteus*) e, a investigação foi realizada por meio de técnicas de classificação de imagens Landsat, relação entre NDVI, IAH e lâmina de água.

Na interpretação das imagens pode-se concluir, que as *Z. bonariensis* dominam a maior parte do BT, sua área de ocorrência forma um cone no sentido sul norte que tem seu limite no centro do BT onde a partir de então tem-se as áreas de *S. californicus*, esta espécie domina a parte centro oeste do BT, já na região centro leste do mesmo, tem-se os únicos locais onde encontram-se a ocorrência de *S. giganteus*. Na parte mais ao norte do BT é encontrada uma maior mistura entre água e outros tipos de macrófitas, sendo identificados em apenas algumas imagens a presença de pequenos stands de *Z. bonariensis*.

Os demais resultados mostraram que as alterações nas alturas de lâmina d'água causam mudanças na distribuição das macrófitas aquáticas. Em condições de cheia notou-se o desaparecimento da macrófita *S. californicus* e uma significativa redução da *Z. bonariensis*, em imagens que refletem em seu histórico mais de sete meses com níveis d'água superiores a 3,48 m. A permanência das mesmas durante todo o ano, deve-se a suas capacidades de adaptação e recuperação frente a condições hidrológicas desfavoráveis.

O contrário aconteceu com o *S. giganteus*, que aumentou a área de ocorrência nesta situação pois, apesar de ser pouco tolerante a altos níveis d'água, ocorre em áreas de cotas topográficas mais altas, não tendo, portanto, sua área de ocorrência tão afetada quanto as outras macrófitas.

Para a condição hidrológica de seca, houve um aumento nas áreas de ocorrências das três macrófitas, em relação a condição hidrológica normal: de 33,5% para o *S. californicus*, 7,5% para o *S. giganteus* e 28% para a *Z. bonariensis*, o que

sugere que espécies se beneficiam desta condição para aumentar a produção da biomassa.

Segundo os resultados encontrados, a condição hidrológica de nível d'água em torno do que é considerado normal (entre 2,11 e 3,69 m), é a que propicia a manutenção da alta biodiversidade e as condições naturais de competitividade entre as macrófitas estudadas. Na condição de nível normal, a *Z. bonariensis* ocupou 4507,8 ha (23%), *S. californicus* 1055,4 ha (5,4%) e *S. giganteus* 763,28 ha (3,9%) da área do BT.

Não foram verificadas influências dos períodos vegetativos das macrófitas (senescência, dormência, reprodução e maturação) nos valores de NDVIs. As variações de NDVI foram verificadas apenas sob condições de estresse hídrico.

As respostas dos NDVIs das *Z. bonariensis* e dos *S. giganteus* se mostraram influenciadas pela variação das lâminas d'água de dois meses anteriores à data da imagem que gerou o índice. Já no caso do *S. californicus*, os valores de NDVIs foram mais influenciados pela lâmina d'água do mês anterior à data da imagem.

Verificou-se, também, que a relação entre o NDVI e o IAH da *Z. bonariensis* e do *S. californicus* foi melhor relacionado quando considerados os IAH médios dos 2 meses anteriores à data da imagem; apenas uma das regiões de ocorrência do *S. californicus* (zona 3) teve melhor relação entre NDVI e o IAH do mês anterior ao da data da imagem. No caso da macrófita *S. giganteus*, verificou-se comportamentos distintos entre suas duas áreas de ocorrência, em uma das áreas (zona 1) o IAH médio dos 2 meses anteriores à data da imagem teve melhor correlação com o NDVI, enquanto em outra região de ocorrência (zona 2), a melhor correlação com NDVI foi obtida para o IAH médio do mês anterior à data da imagem.

Estes resultados são indícios de que as macrófitas não respondem prontamente a uma mudança na condição hidrológica visto que, em geral, o NDVI obtido mostrou-se melhor explicado pela condição hidrológica de períodos anteriores. Este fato guarda relação direta com a resiliência das espécies, que interferem no tempo requerido para mudanças nas respostas fisiológicas e fenotípicas das plantas.

Para as macrófitas estudadas, foi possível notar melhorias nos valores de R^2 , quando as análises das relações entre NDVI e IAH, lâmina d'água foram separadas por estação do ano, nos meses de inverno, primavera e verão.

Nesta pesquisa, verificou-se que, especialmente na condição hidrológica de cheia, houve confusão durante o processo de classificação das imagens Landsat para a identificação das áreas de ocorrências das três macrófitas selecionadas. Assim, futuros estudos que utilizem sensores remotos de maior resolução espectral são sugeridos para aumentar o desempenho da identificação das macrófitas, minimizando o grau de confusão entre os tipos de vegetação e água.

Recomenda-se que trabalhos futuros realizem a aferição da resposta espectral das MAE do BT nas imagens de satélite, com o uso de dados radiométricos obtidos *in situ* por meio de sensores terrestres (espectrorradiômetro). Neste trabalho, esta aferição não foi realizada, devido ao período de tomada das imagens (1984 até 2003), que impossibilitou a obtenção de dados espectrais *in situ* pelo autor.

A relação entre o NDVI e os IAH deve ser melhor explorada em trabalhos futuros, pois representa um grande avanço no fornecimento de respostas às estratégias para gestão dos recursos hídricos em áreas úmidas em situação de conflito, como é o caso do Banhado do Taim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINETE-VERA, C. V.; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden: Backhuys Publishers, vol. 1. p. 89-118. 2000.

AFFONSO, A G.; DE MORAES NOVO, E M L.; DE QUEIROZ, H L. Dinâmica temporal da cobertura de macrófitas nos lagos de Mamirauá. XVI SBSR, **Anais**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil. 2013.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, p. 355-366, 1994.

ANTUNES, C.; Correia O.; Silva, J. M.; Cruces, A.; Freitas, M. C; Branquinho, C. Factors involved in spatiotemporal dynamics of submerged macrophytes in a Portuguese coastal lagoon under Mediterranean climate. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 110, p. 93-100, 2012.

ARAÚJO, A.S.F. et al. Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo. **Bioscience Journal**. Uberlândia, v. 23, n.3, p. 66-75, Jul/Set. 2007. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/viewArticle/6684>>. Acesso em: 25 de out. 2014.

BONOCCHI, K. S. L. **Dinâmica Populacional das Macrófitas Aquáticas Emersas *Spartina alterniflora* Loiseleur, *Crinum procerum* Carey e *Scirpus californicus* Steud, na bacia do rio Itanhaém**. 2006. 71 f. Dissertação. (Mestrado em ciências biológicas, área de concentração biologia vegetal) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. 2006.

BABBITT, K. J. The relative importance of wetland size and hydroperiod for amphibians in southern New Hampshire, USA. **Wetlands Ecology and Management**. Dordrecht, v. 13, p. 269–279. 2005.

BABAN, S. M. J. Use of remote sensing and geographical information systems in developing lake management strategies. **Hydrobiologia**. v. 395, n. 3, p. 211-226. 1999

BALDWIN, D. S.; Mitchell, A. Impact of sulfate pollution on anaerobic biogeochemical cycles in a wetland sediment. **Water Research**, International Water Association (IWA), 15 Mar. 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411007573>>. Acesso em: 22 dez. 2015.

BECKER, B. L.; LUSCH, D P.; QI, J. Identifying optimal spectral bands from in situ measurements of Great Lakes coastal wetlands using second-derivative analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 97, n. 2, p. 238-248, 2005.

BRISSON, J.; PARADIS, E.; BELLAVANCE, M. E. New evidence of common reed (*Phragmites australis*) sexual reproduction in Eastern Canada: a consequence of the

recent global warming. **Rhodora**, Vol. 110. Cambridge, Massachusetts, New England Botanical Club, pp. 225–230. 2008.

BRAVO, J. M.; MARQUES, D. M. M.; TASSI, R.; CARDOSO, A. Avaliação preliminar do efeito de projeções do clima em cenários climáticos futuros sobre os níveis d'água do banhado do Taim/RS. Simpósio Regional de Recursos Hídricos. Nordeste. **Anais**, João Pessoa, PB-Brazil. 2012.

BURGER, M. I. **Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira**. Porto Alegre: Fundação Zoobotânica RS, 2000. 60 p. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/brnd/round6/guias/perfuracao/perfuracao_r6/refere/banhados.pdf>. Acesso em: 29 out. 2014.

BURGER, M. I.; RAMOS, R. A. Áreas Importantes para Conservação na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. In.: BECKER, F. G.; RAMOS, R. A.; MOURA L. de A.(Org.). **Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, 2007 p. 46-56. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/cap_4_lagoa_casamento.pdf>. Acesso em: 29 out. 2014.

CHUVIECO, E. Tratamiento digital de imágenes: II.generación de información temática. In: **Fundamentos de Teledetección espacial 3º edición revisada**. RIALP, 1996. p. 319-464.

CRONK, J. K.; FENNESSY, M. S. Introduction to Wetland Plants. In: **Wetland Plants Biology and Ecology**. LEWIS, 2001. p. 4 - 27.

CERETO, C. E.; AUED, A. W.; COSTA, L. A. R.; DORIA, J. G.; MENEZES, B. S.; DALTRINI, C. N.; SORIANO-SIERRA, E. J. Variação temporal da população de Peri (*Scirpus californicus*), no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis-SC. in: Doria, J. G.; GIANLUCA, A.; HERNÁNDEZ, M. I. M. (org), **Ecologia de Campo no Parque Municipal da Lagoa do Peri**. PPG Ecologia UFSC, Florianópolis, SC, Brasil. p 119 - 124, 2010.

CONGEDO, L.; MUNAFO, M.; MACCHI S. Investigating the Relationship between Land Cover and Vulnerability to Climate Change in Dar es Salaam". **Working Paper**, Rome: Sapienza University. 2003. disponível em: http://www.planning4adaptation.eu/Docs/papers/08_NWP-DoM_for_LCC_in_Dar_using_Landsat_Imagery.pdf> Acesso em: 15 maio 2015.

CAVALCANTI, A. P. B.; CAMARGO, J. C. G. Impactos e Condições Ambientais da Zona Costeira do Estado do Piauí. In: GERARDI, L. H. de O.; MENDES, I. A. (Org.). **Do Natural, do Social e de suas Interações: visões geográficas**. Rio Claro: UNESP, 2002. p. 59-78.

CARVALHO, T. M.; CARVALHO, C. M. Sistemas de informações geográficas aplicadas à descrição de habitats. **Acta Scientiarum. Human and Social Sciences**. Maringá, vol. 34, n. 1, p. 79-90, 2012.

CARVALHO, A. B. P.; OZORIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**. Canoas, vol.1, n.2, p. 83-95. 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/171/188>>. Acesso em: 03 nov. 2014.

CANDIDO, L. A. et al. O Clima Atual e Futuro da Amazônia nos Cenários do IPCC: A Questão da Savanização. **Revista Ciência e Cultura**. São Paulo, vol.59, n.3, p. 44-47, julho/setembro. 2007. Disponível em: <http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?pid=s000967252007000300017&script=sci_arttext>. Acesso em: 04 nov. 2014.

CARNEIRO, R. G.; MENDES, I DE. C.; LOVATO, P. E.; CARVALHO, A. M DE.; VIVALDI, L. J. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, vol. 39, n. 7, p. 661-669, Jul. 2004. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/569003/1/bolpdp121.pdf>>. Acesso em: 13 jan. 2015.

CHUVIECO, E. Tratamiento digital de imágenes: II.generación de información temática. In: **Fundamentos de Teledetección espacial 3° edición revisada**. RIALP, 1996. p. 319-464.

CHOMENKO, L. Recursos hídricos e áreas úmidas: ambientes a serem preservados. In.: ZAKRZEWSKI, S. B. (Org.). **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim: EdiFapes, RS. 2007. 138 p.

CONTIL, J. B. Considerações Sobre as Mudanças Climáticas Globais. **Revista do Departamento de Geografia**. São Paulo, vol.16, p. 70-75, janeiro/junho. 2005.

CONTICELLO, L.; CERAZO, B.; BUSTAMANTE, A. Dinamica de comunidades hidrófilas asociadas a canales de riego en Alto Valle do Rio Negro (Argentina). **Gayana Botanica**, Vol. 59. n o 1: p. 13-20. Universidad de Concepción, Chile. 2002

CORREA, F.; GARCIA, A. M.; BEMVENUTI, M DE. A.; VIEIRA, J. P. Pisces, Gymnotiformes, Hypopomidae, Brachyhypopomus gauderio Giora and Malabarba, 2009: New species record at Taim Ecological Reserve, south Brazil. **Check List**. v. 7, n. 1, p. 19-20. 2011. Disponível em: <<http://www.checklist.org.br/archive?vol=7&num=1>>. Acessado em:<10 out. 2014>.

CURTIS, B.; ROBERTS, K. S.; GRIFFIN, M.; BETHUNE, S.; HAY, C. J.; KOLBERG, H. Species richness and conservation of Namibian freshwater macro-invertebrates, fish and amphibians. In: **Biodiversity and Conservation**, Kluwer Academic Publisher. vol. 7, p. 447-466, 1998.

DEMETRIO, G. R.; BARBOSA, M. E. A.; COELHO, F. F. Water level-dependent morphological plasticity in *Sagittaria montevidensis* Cham. and Schl.(Alismataceae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3, p. S199-S206, 2014.

DOWNING, J. A.; PRAIRIE Y. T.; COLE J. J.; DUARTE C. M.; TRANVIK L. J.; STRIEGL R. G.; MCDOWELL W. H.; KORTELAJINEN P.; CARACO N. F.; MELACK J. M.; MIDDELBURG J. J. The global abundance and size distribution of lakes,

ponds, and impoundments. **Limnology and Oceanography**, vol. 51, n. 5, p. 2388-2397, 2006.

ESQUERDO, J. C. D. M.; Antunes, J. F. G. Monitoramento temporal de variáveis espectrais em áreas do pantanal utilizando dados AVHRR/NOAA-17. **Revista Brasileira de Cartografia** N° 62/04, (ISSN 0560-4613), p. 639-647. 2010.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Edição. Editora Interciência Ltda. 602 p. 1998.

ERWIN, K. L. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. **Wetlands Ecology and management**, vol. 17, n. 1, p. 71-84, 2009.

ESRI ArcGIS Desktop 2014.: Release 10.2.2. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

EVERITT, J. H.; YANG, C.; SUMMY, K. R.; GLOMSKI, L. M.; OWENS, C.S. Evaluation of hyperspectral reflectance data for discriminating six aquatic weeds. **Journal of Aquatic Plant Management**, v. 49, p. 94-100, 2011.

FERREIRA, T. F.; VAN NES, E.; MOTTA-MARQUES, D. Continuous growth of the giant grass *Zizaniopsis bonariensis* in subtropical wetlands. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 2, p. 321-330, 2009.

FERREIRA, T. F. **Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação da produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: uma macrófita aquática emergente, no Sistema Hidrológico do Taim, RS**. 2005. 135 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do rio Grande do Sul. Porto Alegre, 135 f, 2005.

FOTI, R.; DEL JESUS, M.; RINALDO, A.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. Signs of critical transition in the Everglades wetlands in response to climate and anthropogenic changes. **PNAS**, Washington, vol. 110, no. 16, abr. 2013. Disponível em: <<http://www.pnas.org/content/110/16/6296.abstract>>. Acesso em: 10 dez. 2014.

FRAGAL, E. H.; ALVES, F. C.; FILHO E. E. DE S. A Influência do nível fluviométrico sobre as variações de área de água e da cobertura vegetal na planície do alto rio paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, vol.13, n.3, (Jul-Set) p.299-310. 2012

FREEDMAN, B.; LACOUL, P. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Review**, Denver, v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.

GAYER, S. M. P.; KRAUSE, L.; GOMES, N. Lista preliminar dos anfíbios da Estação Ecológica do Taim. **Revista Brasileira de Zoologia**. São Paulo, vol. 5, n. 3, p. 419-425. 1988.

GARCIA, A. M.; HOEINGHAUS, D. J.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O.; MOTTA-MARQUES, D. M. L.; BEMVENUTI, M. A. Preliminary examination of food web structure of Nicola Lake (Taim Hydrological System, south Brazil) using dual C and N

stable isotope analyses. **Neotropical Ichthyology**. Porto Alegre, RS, vol. 4, n. 2, p. 279-284, 2006.

GILMOUR, C. C.; HENRY, E. A.; MITCHELL, R. Sulfate Stimulation of Mercury Methylation In Freshwater Sediments. **Environ. Sci. Technol.**, vol. 26, No. 11, 1992.

GIOVANNINI, S. G. T. **Estudo de Variabilidade da Vegetação no Banhado do Taim**. 2004. 266 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

GOMEZ, D. M.; EINHARDT, N.; BORK, R. S. da. Análise da Ação Ambiental e Antrópica no Banhado do Pontal da Barra do Bairro do Laranjal de Pelotas (RS). 2007, Pelotas. **Anais**. XVI Congresso de Iniciação Científica. p. 1-4. 2007

GOMES, N.; KRAUSE, L. Lista preliminar de répteis da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Zoologia**. São Paulo, vol. 1, n. 1, p. 71-77. 1982.

GRAVES, B. M. et al. Habitat suitability index models: snapping turtle. U.S. Fish and Wildlife Service. **Biological Report**. Junho, p. 18, 1987.

GUTZWILLER, K. J.; ANDERSON, S.H. Habitat suitability index models: marsh wren. U.S. Fish and Wildlife Service. **Biological Report**. Washington, Junho, 1987. 13 p.

GUASSELLI, L. A. **Dinâmica da Vegetação no Banhado do Taim**, RS. 2005. 157 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

HERBST, D.; FUENTES, E. V.; SAITO, E. N.; TSUDA, É. T.; SALDANHA, J. H.; SORIANO-SIERRA, E. J. EFEITO DA PROFUNDIDADE SOBRE A ALTURA E NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA POPULAÇÃO DE *Schoenoplectus californicus*, NO PARQUE MUNICIPAL DA LAGOA DO PERI, FLORIANÓPOLIS, SC. **Ecologia de Campo na Ilha de Santa Catarina**, p. 133 - 142, 2011.

HOBOLD, V. **Análise de conflitos socioambientais do ponto de vista da perícia em ambientes costeiros: estudo de caso do banhado da Palhocinha em Garopaba/SC**. 2011. 60 f. Monografia (Especialização em Auditoria e Perícia Ambiental.) – Universidade do Extremo Sul Catarinense. Criciúma, 60 f, 2011.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). **Emissions Scenarios** – A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Cambridge University Press. 2000.

IPCC. **Scientific Assessment of Climate Change**. Contribution of Working Group I to the First Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 1990.

IPCC. **The Science of Climate Change**. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, 1995.

IPCC. **The Scientific Basis**. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 2001.

IPCC. **The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 2007.

IPCC. **Climate Change 2014**. Synthesis Report. Summary for Policymakers. 2014. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>>. Acesso em: 10 dez. 2014.

JAMAL, A.; MOON, I. S.; ABDIN, M. Z. Sulphur -a general overview and interaction with nitrogen. **Australian Journal of Crop Science**, Australia, set. 2010. Disponível em: <<http://www.cropj.com/september2010.html>>. Acesso em: 19 dez. 2014.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente**: Uma perspectiva e recursos terrestres/ John R. Jensen; Tradução José Carlos Neves Epiphanyo et al. – São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

JIANG, D.; FU, X.; WANG, K. Vegetation dynamics and their response to freshwater inflow and climate variables in the Yellow River Delta, China. **Quaternary International**, v. 304, p. 75-84, 2013.

JOHNSON, W. C.; MILLETT, B. V.; GILMANOV, T. VOLDSETH, R. A.; GUNTENSPERGEN, G. R.; NAUGLE, D. E. Vulnerability of northern prairie wetlands to climate change. **BioScience**, v. 55, n. 10, p. 863-872, out. 2005.

JUNIOR, M. A. P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos**. Editora Bertrand Brasil. Rio de Janeiro. 688p. 2007.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; NÓBREGA, R. L. B. Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. Cuiabá: **CPP/INAU**, 2012.

KAFER, D. S.; COLARES, I. G.; HEFLER, S. M. Composição florística e fitossociológica de macrófitas aquáticas em um banhado continental em Rio Grande, RS, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4. 2011.

LEITE, M. G. **Análise espaço-temporal da dinâmica da vegetação no Banhado Grande, Bacia Hidrográfica do rio Gravataí, RS**. 2011. 96 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

LEMLY, A. D. PROFILE: risk assessment as an environmental management tool: considerations for freshwater wetlands. **Environmental Management**, v. 21, n. 3, p. 343-358, 1997.

LAGO, F. P. L. S.; CHAVES, H. M. L.; GALVÃO, W. S. Avaliação da estrutura da paisagem para o Parque Nacional Grande Sertão Veredas, através de análise de

imagens de sensoriamento remoto. In: X SBSR, **Anais**. Foz do Iguaçu-PR, 21-26 abril. INPE, p. 1633-1640. 2001.

LO GALBO, A. M.; ZIMMERMAN, M. S.; HALLAC, D.; REYNOLDS, G.; RICHARDS, J. H.; LYNCH, J. H. Using hydrologic suitability for native Everglades Slough Vegetation to Assess Everglades's Restoration Scenarios. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 294-304, jan. 2013.

LO GALBO, A.; PEARLSTINE, L.; LYNCH, J.; FENNEMA, R.; SUPERNAW, M. **Wood Stork Foraging Probability Index (STORKI v. 1.0)**. Ecological and Design Documentation, National Park Service, Everglades National, Florida, USA., p. 25, abr. 2012.

LUZ, L. D. **Hydrology and habitat suitability assessment of a freshwater wetland**. 2002. 158 f. (Doctor of Philosophy) - Cornell University, Ithaca, New York, U.S.A. 2002.

MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; STENERT, C. Aquatic macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1179-1184, 2010.

MARENGO, J.A. **Mudanças Climáticas Globais e seus efeitos sobre a Biodiversidade. Caracterização do Clima Atual e Definição das Alterações Climáticas para o Território Brasileiro ao Longo do Século XXI**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2006. 201 p.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estud. av.**, São Paulo, v. 22, n. 63, 2008. p. 83-96. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 10 nov. 2015.

MESQUITA, F. D. O.; ALVES, A. D. S.; MALHEIROS, S. M. M.; SILVA, P. C. M. D.; SANTOS, W. D. O.; & BATISTA, R. O. Uso do Sensoriamento Remoto Para Avaliação da Distribuição Espacial e Quantificação de Macrófitas na Barragem Umari-Upanema, RN. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 102-109, 2013.

MEYER, J. L.; SALE, M. J.; MULHOLLAND, P. J.; POFF, N. L. Impacts of Climate Change on Aquatic Ecosystem Functioning and Health. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, vol. 35. p. 1373–1386. Dez.1999.

MEDIONDO, E. M.; NEIFF, J. J.; DEPETTRIS, C. A. Eco-hydrology of wetlands aided by remote sensing A case study with the REVIVE's GOALS initiative. **New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life**. p. 1-9. 2000.

MMA. Ministério do Meio Ambiente; ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade; Diretoria de criação e manejo de Unidades de Conservação Estação Ecológica do Taim. **Resumo executivo da proposta de ampliação da Estação Ecológica do Taim**. Setembro de 2013. 25 p. Disponível em:<<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o->

quefazemos/consultas_publicas/RESUMO_EXECUTIVO_Ampliacao_da_ESEC_do_Taim.pdf >. Acessado em: 10 out. 2014.

MONTEZUMA, R.; OLIVEIRA, R. **Os ecossistemas da Baixada de Jacarepaguá e o PEU das Vargens**. Arqtextos, São Paulo, ano 10, n. 116.03, Vitruvius. 2010. Disponível em: <<http://www.vitruvius.com.br/revistas/read/arqtextos/10.116/3385>>. Acesso em: 5 dez. 2014.

MORAES, A. R. **Indicadores para a Caracterização de Serviços Ambientais de Áreas Úmidas. Estudo de Caso: A Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná**. 2011. 216 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2011.

MOORE, M. V.; PACE, M. L.; MATHER, J. R.; MURDOCH, P. S.; HOWARTH, R. W.; FOLT, C. L.; CHEN, C. Y.; HEMOND, H. F.; FLEBBE, F. A.; DRISCOLL, C. T. Potential effects of climate change on freshwater ecosystems of the new england/mid-atlantic region. **Hydrological Processes**, vol. 2. No. 8. p. 925-947. 1997.

MORA, J. W.; MAGER III, N. J.; SPIELES, D. J. Habitat and Landscape Suitability as Indicators of Bird Abundance in Created and Restored Wetlands. International Scholarly Research Network. **ISRN Ecology**, p.10, 2011.

MOTTA-MARQUES et al. O sistema Hidrológico do Taim – site 7. In SEELIGER, U. et al. (Edit.). **Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais/Fundação Universidade do Rio Grande, p. 125-141, 2002.

MOTTA-MARQUES, D. M. L.; IRGANG, B.; GIOVANNINI, S. G. T. A importância do hidroperíodo no gerenciamento de água em terras úmidas (wetlands) com uso múltiplo – o caso da Estação Ecológica do Taim. 1997, Vitória. **Anais. XII Simpósio de Recursos Hídricos**. p. 1-7, 1997.

MOTTA-MARQUES et al. O sistema hidrológico do Taim. In.: LACERDA, L. D. et al. **PELD – CNPQ: dez anos do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil: achados, lições e perspectivas**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.446p. 2013.

MULHOLLAND, P. J.; BEST, G. R.; COUTANT, C. C.; HORNBERGER, G. M.; MEYER, J. L.; ROBINSON, P. J.; STENBERG, J. R.; TURNER, R. E.; VERA-HERRERA, F.; MUSHET, D. M.; EULISS Jr., N. H.; STOCKWELL, C. A. Mapping Anuran Habitat Suitability to Estimate Effects of Grassland and Wetland Conservation Programs. **Copeia**. Lawrence, n. 2, p. 321–330. 2012.

NARUMALANI, S.; JENSEN, J. R.; ALTHAUSEN, J. D.; BURKHALTER, S.; MACKEY, H. E. Aquatic macrophyte modeling using GIS and logistic multiple regression. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, vol. 63. N°1, p. 41-49. 1997.

NICKERSON, N. H.; DOBBERTEEN, R. A.; JARMAN, N. M. Effects of Powerline Construction on Wetland Vegetation in Massachusetts, USA. **Environm. Managem**, vol.12. p. 477-438, 1989.

NOBRE, A. C. **Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país.** Parcerias Estratégicas - Número 12, setembro.2001. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/?s=Mudan%C3%A7as+clim%C3%A1ticas+globais%3A+poss%C3%ADveis+impactos+nos+ecossistemas+do+pa%C3%ADs>>. Acesso em: 06 nov. 2014.

OECD. Organisation for Economic Co-operation and Development. Environmental Indicators. Development, measurement and use. **Referencepaper.** 2003. Disponível em: <<http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>>. Acesso em: 22 de out. 2014.

OMS. **Ecosystems and Human Well-being: Health Synthesis.** World Health Organization. Washington, DC, Island Press, 2005. Disponível em: <<http://www.who.int/globalchange/ecosystems/ecosys.pdf>>. Acesso em: 28 de out. 2014.

PANESSA, R.; PALO JR., H.; TRESKA, D. **Estação Ecológica do Taim. Projeto cultural Lloyds Bank.** São Paulo: Empresa das Artes, 1989. 44 p.

PAZ, A. R. **Análise dos principais fatores intervenientes no comportamento hidrodinâmico do banhado do Taim (RS).** 2003. 176 f. Dissertação. (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2003.

PESAMOSCA, S. C.; DALBERTO, D. S.; GUERRA, E.; STREHER, D.; LÜDTKE, R. Fitossociologia de macrófitas aquáticas em um banhado no extremo sul do Brasil. 2013, Belo Horizonte. **Anais.** 64º Congresso Nacional de Botânica . 2013

PINLLA, C. Correcciones De La Imagen. In: **Elementos de Teledetección.** RA-MA, 1995. p. 115-153.

PÔRTO, L.M. et al. Indicadores Biológicos de Qualidade do Solo em Diferentes Sistemas de Uso no Brejo Paraibano. **Ciênc. Agrotec.** Lavras, v. 33, n. 4, p. 1011-1017, jul./ago. 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-70542009000400010&script=sci_arttext >. Acesso em: 02 de nov. 2014.

POTT, A.; POTT, V. J.; MOREIRA, S. N.; FERREIRA, F. A. Macrófitas aquáticas do Pantanal e de outras áreas úmidas em Mato Grosso do Sul. **Heringeriana**, v. 6, n. 1, 2012.

PRATES, A. P. L. et al. **Cuidar das Zonas Úmidas uma Resposta às Mudanças Climáticas.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria da Convenção de Ramsar. 2010. 27 p.

PRATOLONGO, P.; KANDUS, P. Dinámica de la biomasa aérea en pajonales de *Scirpus giganteus* y juncales de *Schoenoplectus californicus* en la zona frontal del Bajo Delta del río Paraná (Argentina). **Ecotrópicos**, v. 18, p. 30-37, 2005.

POWELL, S. J.; JAKEMAN, A.; CROKE, B. Can NDVI response indicate the effective flood extent in macrophyte dominated floodplain wetlands? **Ecological Indicators**, v. 45, p. 486-493, 2014.

RAMOS, C. L. M. et al. Análise da Variação dos Banhados do Parque Estadual do Delta do Jacuí com Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) In: XXVI Congresso Brasileiro de Cartografia V Congresso Brasileiro de Geoprocessamento XXV Expositiva, Gramado, **Anais**. 2014. Disponível em: <http://www.cartografia.org.br/cbc/anais_listagem_4_fotogrametria-e-sensoriamento-remoto.html>. Acesso em: 01 nov. 2014.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 6ª ed.. 2010. 546p.

ROBERTS, J.; YOUNG, B.; MARSTON, F. Estimating the water requirements for plants of flooding wetlands: a guide. Occasional Paper, 04/00. **Land and Water Resources Research and Development Corporation**. 110 p, 2000.

ROSA, L.; ALVES, M. C.; SANCHES, L. Uso de composições de bandas do satélite Landsat 5 TM para caracterizar a dinâmica da variação de áreas alagadas no Pantanal mato-grossense. XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR. **Anais**, Curitiba, PR- Brasil, p.5292-5299. 2011.

SAH, J. P.; ROSS, M. S.; SAHA, S.; MINCHIN, P.; SADLE, J. Trajectories of vegetation response to water management in Taylor Slough, Everglades National Park, Florida. **Wetlands**, v. 34, n. 1, p. 65-79, 2013.

SAKUMA, T. **Biomassa e taxa de crescimento da macrófita aquática emergente scirpus californicus (c.a.mey) steud na margem Leste da lagoa do peri (ilha de santa catarina, sc, brasil)**. 2008. 42 f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em ciências biológicas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

SANTIAGO, M. M.; DA SILVA, H. A.; GALVINCIO, J. D.; DE OLIVEIRA¹, T. H. Análise da Cobertura Vegetal Através dos Índices de Vegetação (NDVI, SAVI e IAF) no Entorno da Barragem do Botafogo-PE. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, **Anais**. Natal, Brasil, 2009.

SETE, L. R. **Relações entre Estação Ecológica do Taim e Comunidade Local: Conflitos e Cooperação**. 2010. 127 f. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2010.

SECRETÁRIA DO MEIO AMBIENTE. **Convenção de RAMSAR**– sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como Habitat de Aves Aquáticas. Governo do Estado de São Paulo, v 3, 25p, 1997. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/legislacao/1444-convencao-de-ramsar-sobre-zonas-midas-de-importancia-internacional-especialmente-como-habitat-de-aves-aquaticas>>. Acesso em: 08 nov. 2014.

SHAIKH, M.; GREEN, D.; CROSS, H. A remote sensing approach to determine environmental flow for wetlands of the Lower Darling River, New South Wales, Australia. **Journal of Remote Sensing**. 22, 1737 - 1751. 2001

SHEKEDE, M. D.; SCHMIDT, K.; KUSANGAYA, S. Spectral differentiation of six aquatic weeds in Lake Chivero, Zimbabwe. **Journal of Sustainable Development in Africa**, v. 15, n. 3, p. 148-161, 2013.

SHIPLEY, B.; KEDDY, P. A.; MOORE, D. R. J.; LEMKY, K. Regeneration and establishment strategies of emergent macrophytes. **The Journal of Ecology**, p. 1093-1110, 1989.

SILVA, T. S. F.; COSTA, M. P. F.; MELACK, J. M. Spatial and temporal variability of macrophyte cover and productivity in the eastern Amazon floodplain: A remote sensing approach. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, n. 9, p. 1998-2010, 2010.

SILVA, T. S. F.; COSTA, M. P. F.; MELACK, J.; MORAES NOVO, E. M. L. Influência de variações na intensidade do pulso de inundação sobre a cobertura e crescimento da vegetação herbácea aquática na Amazônia. XV SBSR, **ANAIS**, Curitiba, PR, Brasil. 2011.

SKIDDS, D. E.; GOLET, F. C. Estimating hydroperiod suitability for breeding amphibians in southern Rhode Island seasonal forest ponds. **Wetlands Ecology and Management**. Dordrecht, v.13, p. 349–366. 2005.

TASSI, R. **Gerenciamento Hidroambiental de Terras Úmidas**. 2008. 240 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

TASSI, R.; BRAVO, J. M.; VILLANUEVA, A.; MOTTA MARQUES, D.; ALLASIA, D.; TASSINARI, L. Climate changes and their major impacts on environmental conditions of freshwater Brazilian wetland. **IAHS**, Publ. 359, julho, 2013.

TASSI, R.; BRAVO, R. M.; MARQUES, D. M.; CARDOSO, A. Avaliação de projeção de anomalias de temperatura e precipitação em cenários climáticos futuros na região do sistema hidrológico do Taim, RS. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, **Anais**. Maceió, AL-Brazil, 2011.

TARBOTON, K. C. et al. **Habitat suitability indices for evaluating water management alternatives**. Office of Modelling Technical Report, South Florida Water Management District. Florida, U.S.A.148p. 2004.

TEIXEIRA, E. **Influência do Nível da Água e da Disponibilidade de Nutrientes na Alocação Reprodutiva e Vegetativa de *Salvina auriculata Aublet* (Salviniaceae)**. 2013. 85 f. Dissertação. (Mestrado em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentadas e Agrossistemas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG. 2013.

TOLEDO, K. **Quinto relatório do IPCC mostra intensificação das mudanças climáticas**. Setembro, 2013 Disponível em: <http://agencia.fapesp.br/quinto_relatorio_do_ipcc_mostra_intensificacao_das_mudancas_climaticas/17944/>. Acesso em: 05 nov. 2014.

TURNER, M. G. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecological System**, v.3, p. 153-162. 1989.

U.S. Fish and Wildlife Service. **Habitat a Basis for Environmental Assessment**. Washington: Division Ecological Services/U.S. Fish and Wildlife Service Department of Interior, Set. 1980. 29 p.

ULLAH, A.; RUNDQUIST, D. C.; DERRY, D. P. Characterizing spectral signatures for three selected emergent aquatic macrophytes: a controlled experiment. **Geocarto International**, v. 15, n. 4, p. 31-42, 2000.

UNESCO. **Water for People**. Water for Life. The United Nations World Water Development Report. UNESCO Publishing, Paris, 2003. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001297/129726e.pdf#page=150>>. Acesso em: 25 out. 2014.

UNESCO. **Water a Shared Responsibility**. The United Nations World Water Development Report 2. UNESCO Publishing, Paris, 2006. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001454/145405e.pdf#page=175>>. Acesso em: 20 out. 2014.

UNESCO. **Water in a Changing World**. The United Nations World Water Development Report 3. UNESCO Publishing, Paris, 2009. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001819/181993e.pdf#page=152>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

VAN DER WELLE, M. E. W.; ROELOFS, J. G. M.; LAMERS L. P. M. Multi-level effects of sulphur–iron interactions in freshwater wetlands in The Netherlands. **Science of The Total Environment**, International Water Association (IWA), 1 Dez. 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969708006153>>. Acesso em: 6 jan. 2015.

VEESCOVI, L.; BERTEAUX, D.; BIRD, D.; BLOIS, S de. Freshwater Biodiversity versus Anthropogenic Climate Change. **UNESCO-WWAP**, Paris, 2009. Disponível em: <<http://www.uqar.ca/files/biodiversite-nordique/2009VescovietalUNWater.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2015.

VILLANUEVA, A. Modelo Hidrodinâmico-Hidrológico do Banhado do Taim. In: MOTTA – MARQUES, D da (coord.). **Sistema Hidrológico do Taim**: projeto integrado UFRGS, FURGS, FZB. Porto Alegre. 8 f, 2003. (CNPq. Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Sítio 7).

VILLANUEVA, A. O. N. **Simulação de áreas de inundação dinâmicas**: canais compostos e wetlands. 1997. 164 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. 1997.

XAVIER, R. A. **Índices de Adequabilidade de Habitat como Subsídio ao Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Banhado Taim**. 2015. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2015.

XAVIER, R. A.; TASSI, R. Índices de Adequabilidade de Habitat como Ferramenta de Gestão dos Recursos Hídricos em Áreas Úmidas. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, **Anais**. Bento Gonçalves, 2013.

WARD, D. P.; PETTY, A.; SETTERFIELD, S. A.; DOUGLAS, M. M.; FERDINANDS, K; HAMILTON, S. K; PHINN, S. Floodplain inundation and vegetation dynamics in

the Alligator Rivers region (Kakadu) of northern Australia assessed using optical and radar remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 147, p. 43-55, 2014.

WHEELER, B. D. Water and plants in freshwater wetlands. In: **Eco-hydrology: Plants and water in terrestrial and aquatic environments**. Routledge Physical Environment Series. New Fetter Lane, London. p. 127 - 180, 1999.

WETZEL, R. G. Effects of Climate Change on Freshwater Ecosystems of the South-Eastern United States and the Gulf Coast of Mexico. **Hydrological Processes**, vol. 11. p. 949–970, 1997

WINK, C. et al. Insetos Edáficos Como Indicadores da Qualidade Ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.4, n.1, p. 60-71, 2005.

WIGLEY, T. M. L. **MAGICC/SCENGEN 5.3: User Manual** (version 2). National Center for Atmospheric Research, Colorado, USA. 8 p, 2008.

MILLER, R. C.; ZEDLER, J. B. Responses of native and invasive wetland plants to hydroperiod and water depth. **Plant Ecology**, Vol. 167: p. 57 – 69. Kluwer Academic Publisher. 2003.

ZHAO, B.; YAN, Y.; GUO, H.; HE, M.; GU, Y.; LI, B. Monitoring rapid vegetation succession in estuarine wetland using time series MODIS-based indicators: an application in the Yangtze River Delta area. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 2, p. 346-356, 2009.

ZHAO, D.; LV, M.; JIANG, H.; CAI, Y.; XU, D.; AN, S. Spatio-temporal variability of aquatic vegetation in Taihu Lake over the past 30 years. **Polos one**. 2013.

ZEDLER, J. B.; KERCHER, S. Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. **Annual Review of Environment and Resources**. Palo Alto, v.30, p. 39–74. 2005.

ZOHARY, T.; OSTROVSKY, I. Z. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. **Inland Waters**. United Kington, p. 47-59. 2011.

ZOFFOLI, M. L.; KANDUS, P.; MADANES, N.; CALVO, D. H. Seasonal and interannual analysis of wetlands in South America using NOAA-AVHRR NDVI time series: the case of the Parana Delta Region. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 7, p. 833-848, 2008.

APÊNDICE A

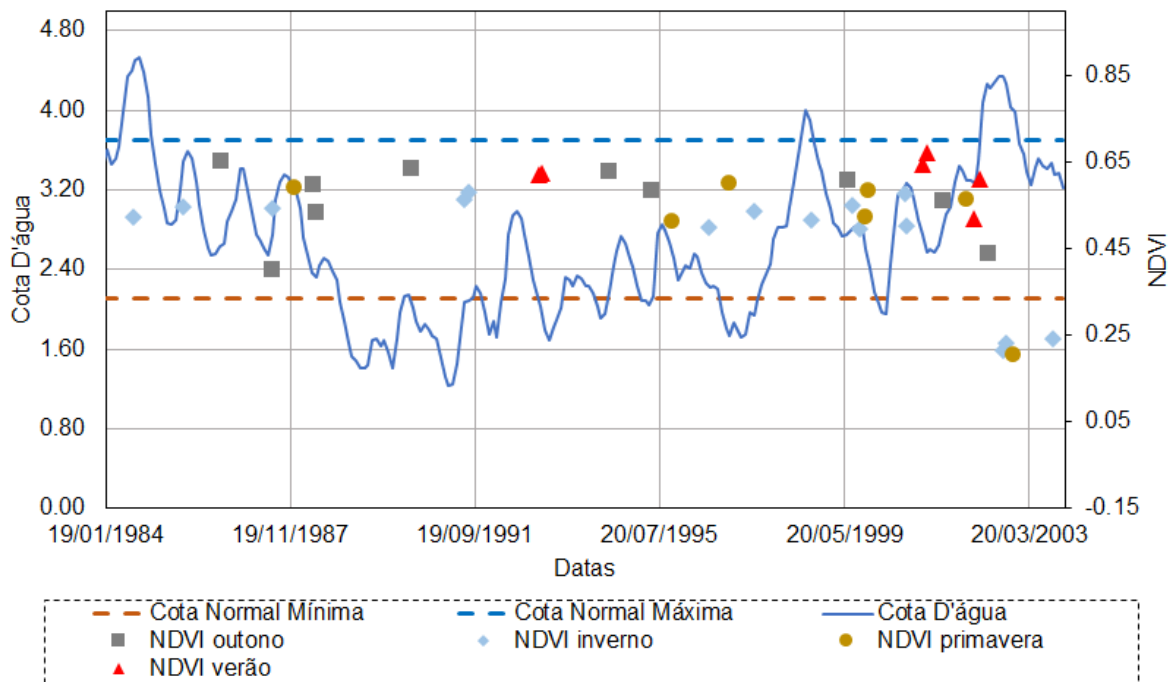


Figura A.1 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 1 da macrófita *Z. bonariensis*.

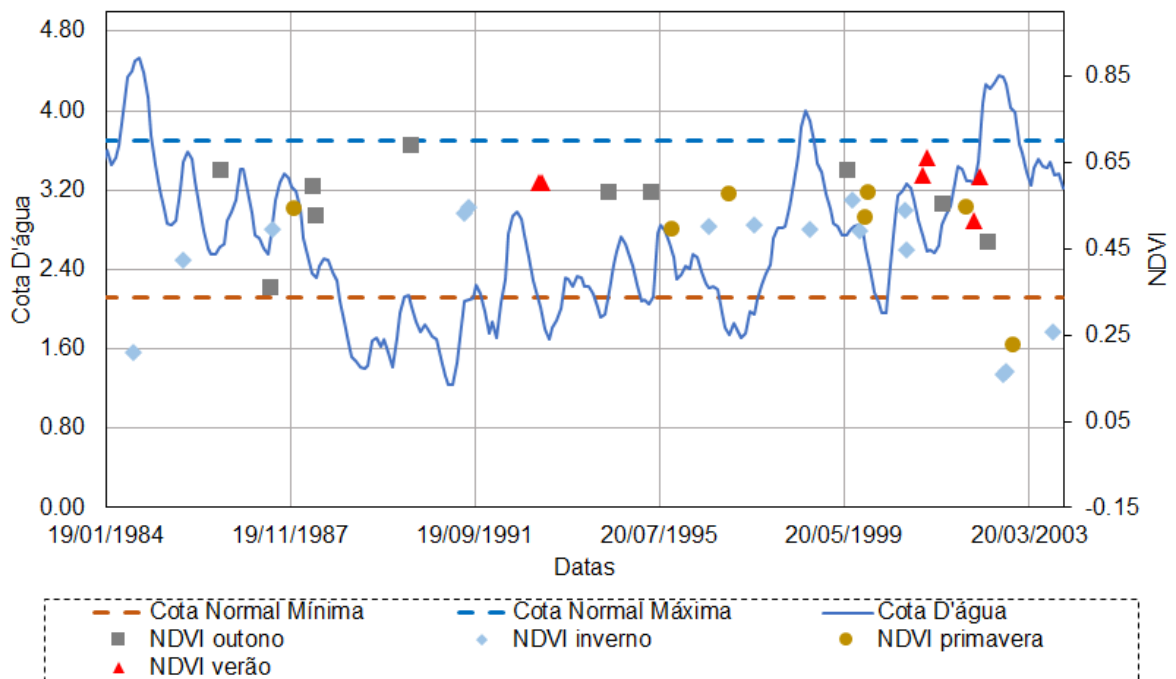


Figura A.2 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 2 da macrófita *Z. bonariensis*.

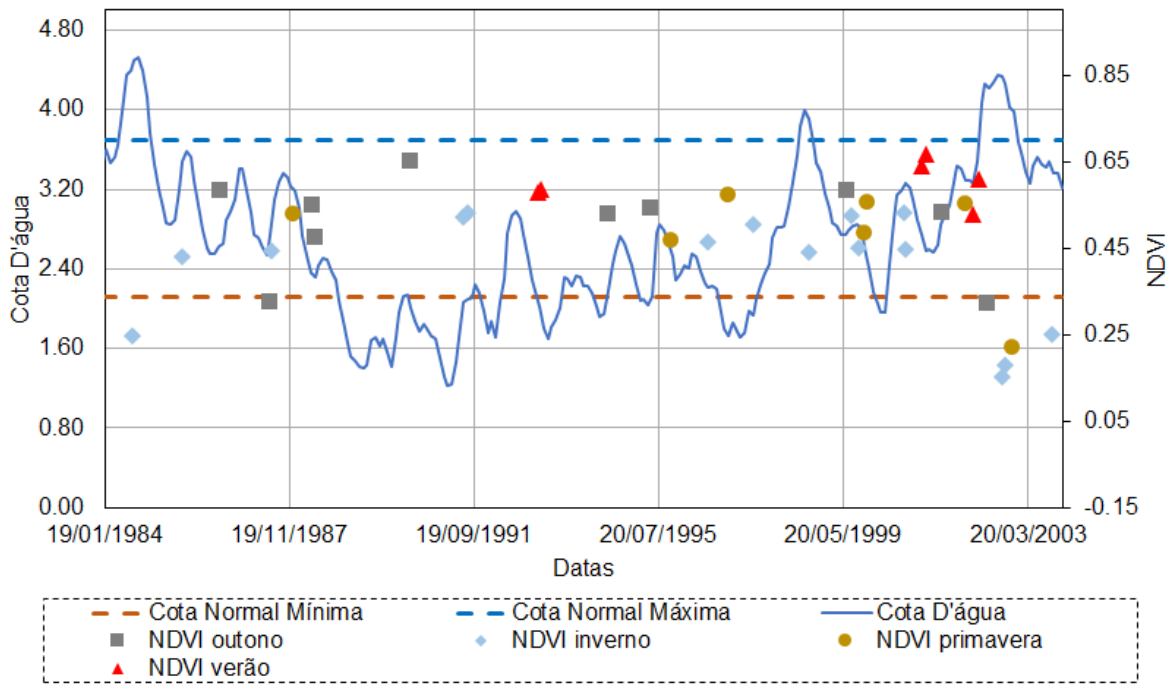


Figura A.3 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 3 da macrófita *Z. bonariensis*.

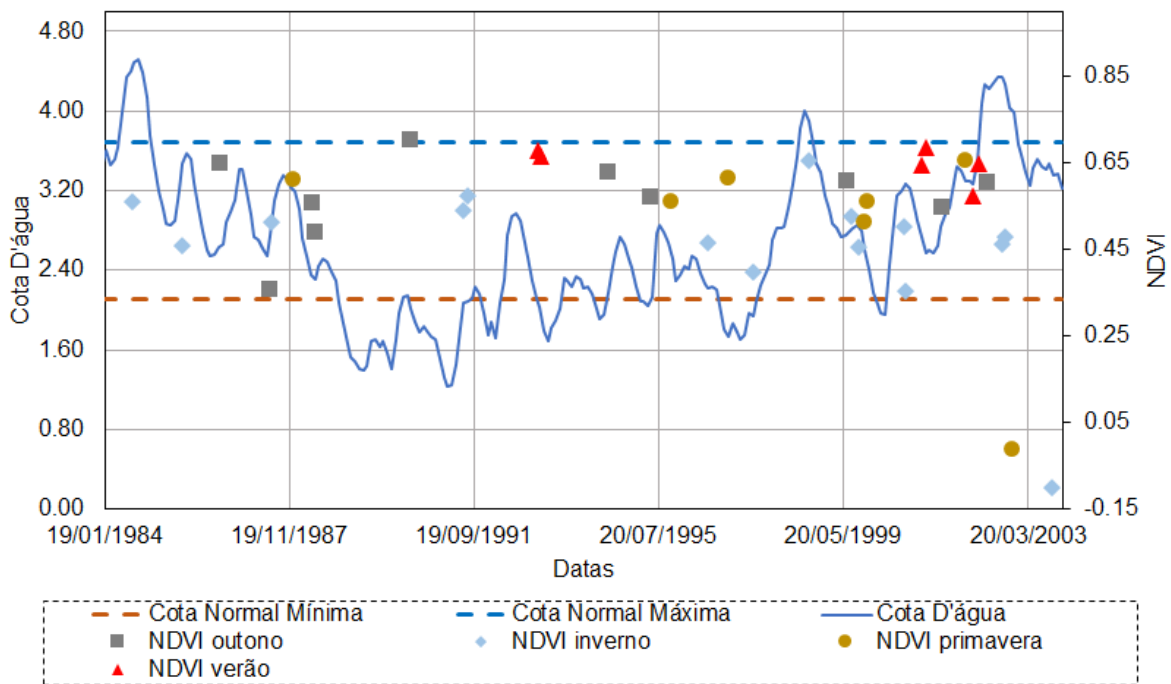


Figura A.4 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 4 da macrófita *Z. bonariensis*.

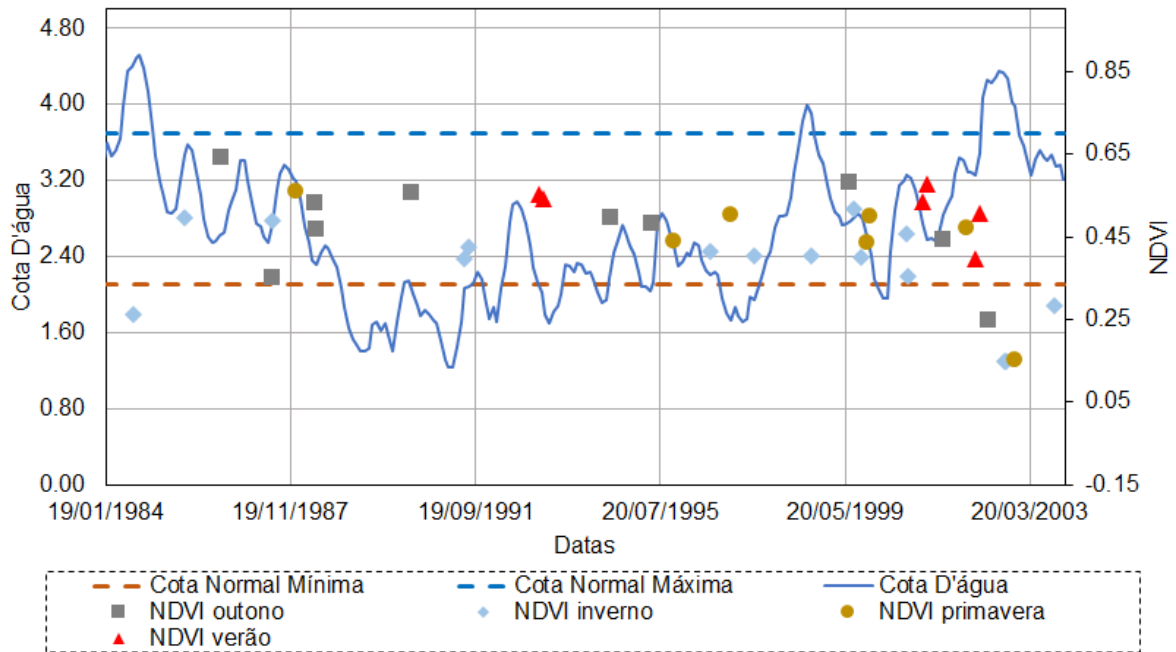


Figura A.5 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 1 da macrófita *S. californicus*.

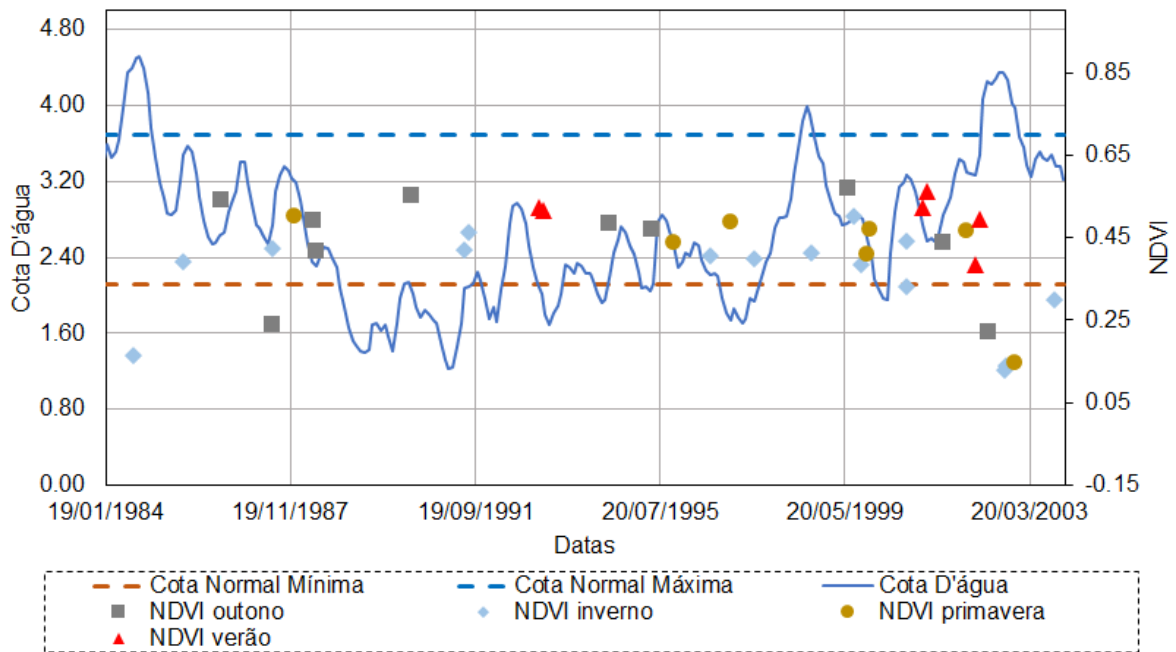


Figura A.6 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 2 da macrófita *S. californicus*.

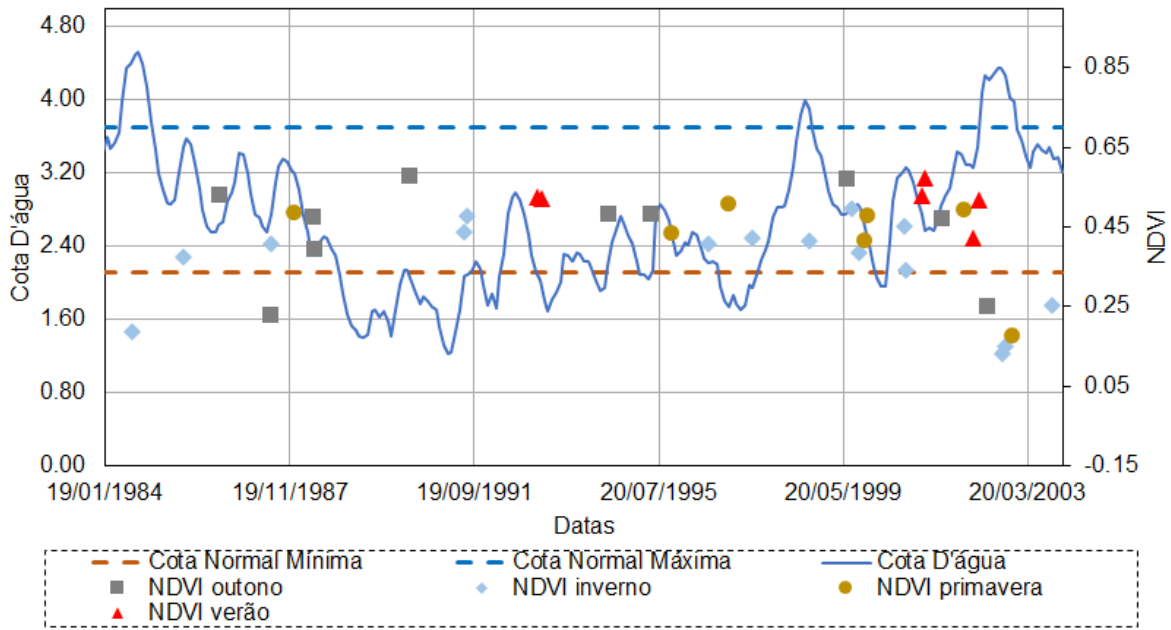


Figura A.7 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 3 da macrófita *S. californicus*.

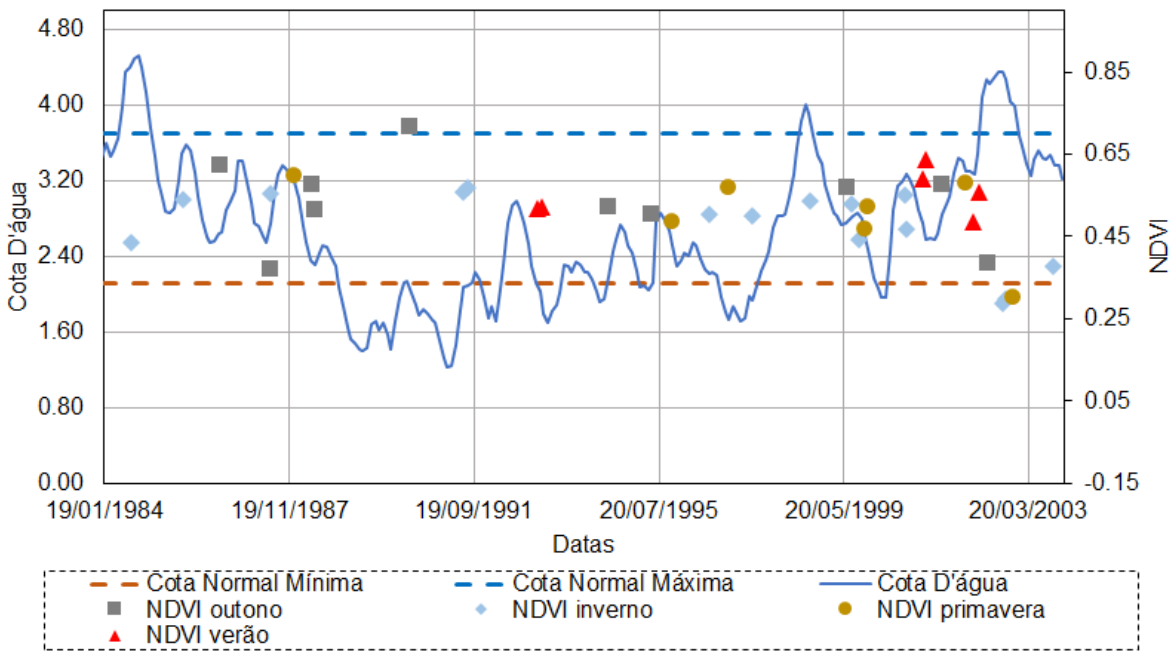


Figura A.8 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 1 da macrófita *S. giganteus*.

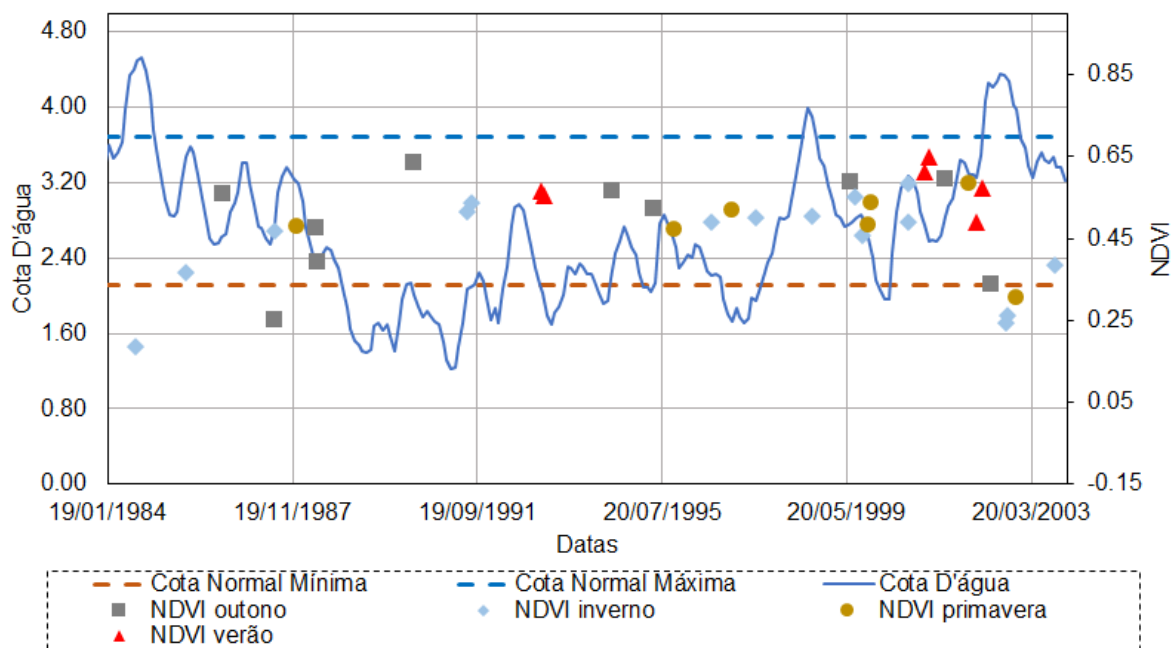


Figura A.9 – Distribuição temporal do NDVI e cota d'água na zona de ocorrência 2 da macrófita *S. giganteus*.

APÊNDICE B

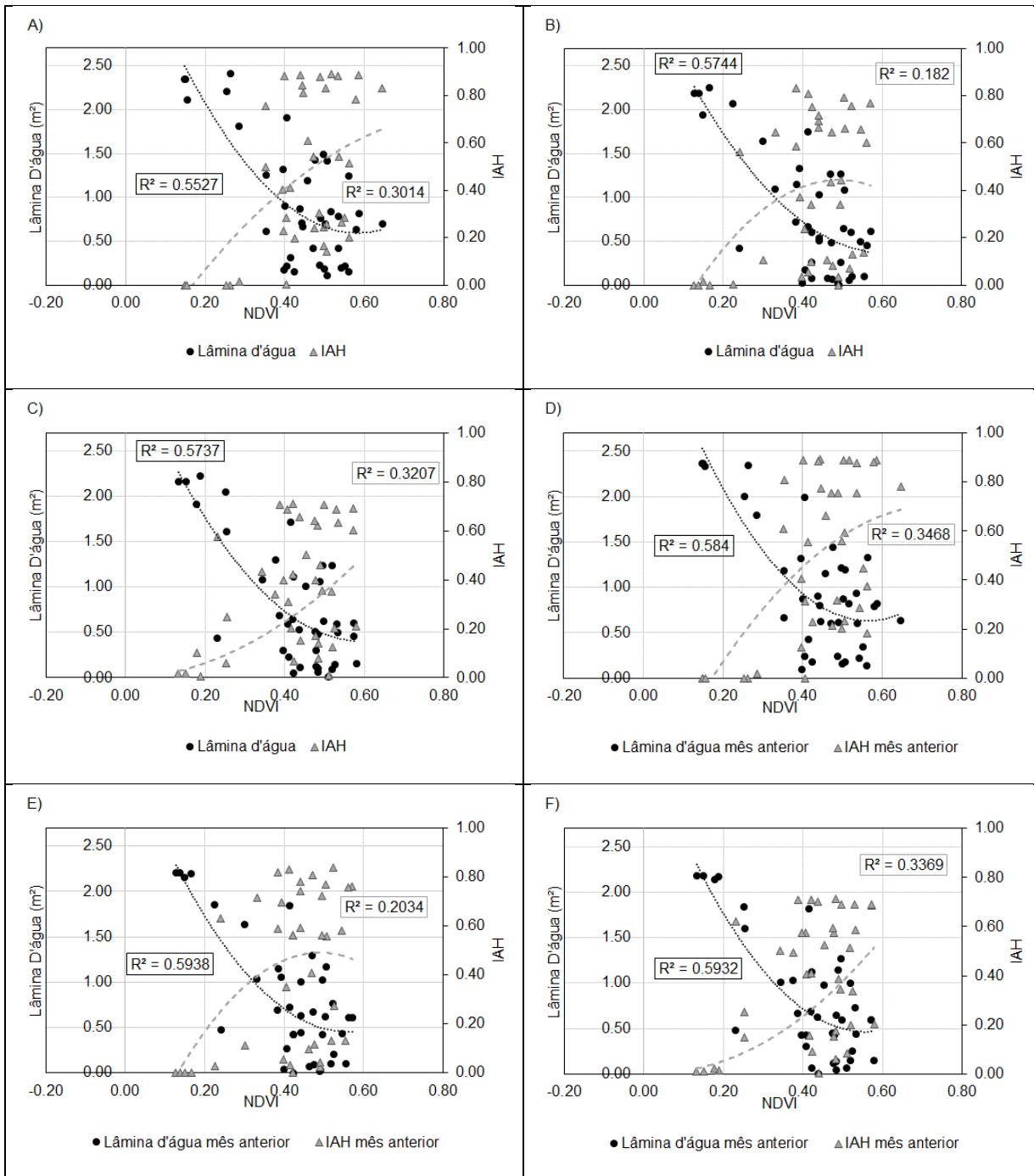


Figura B.1 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus*; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2;

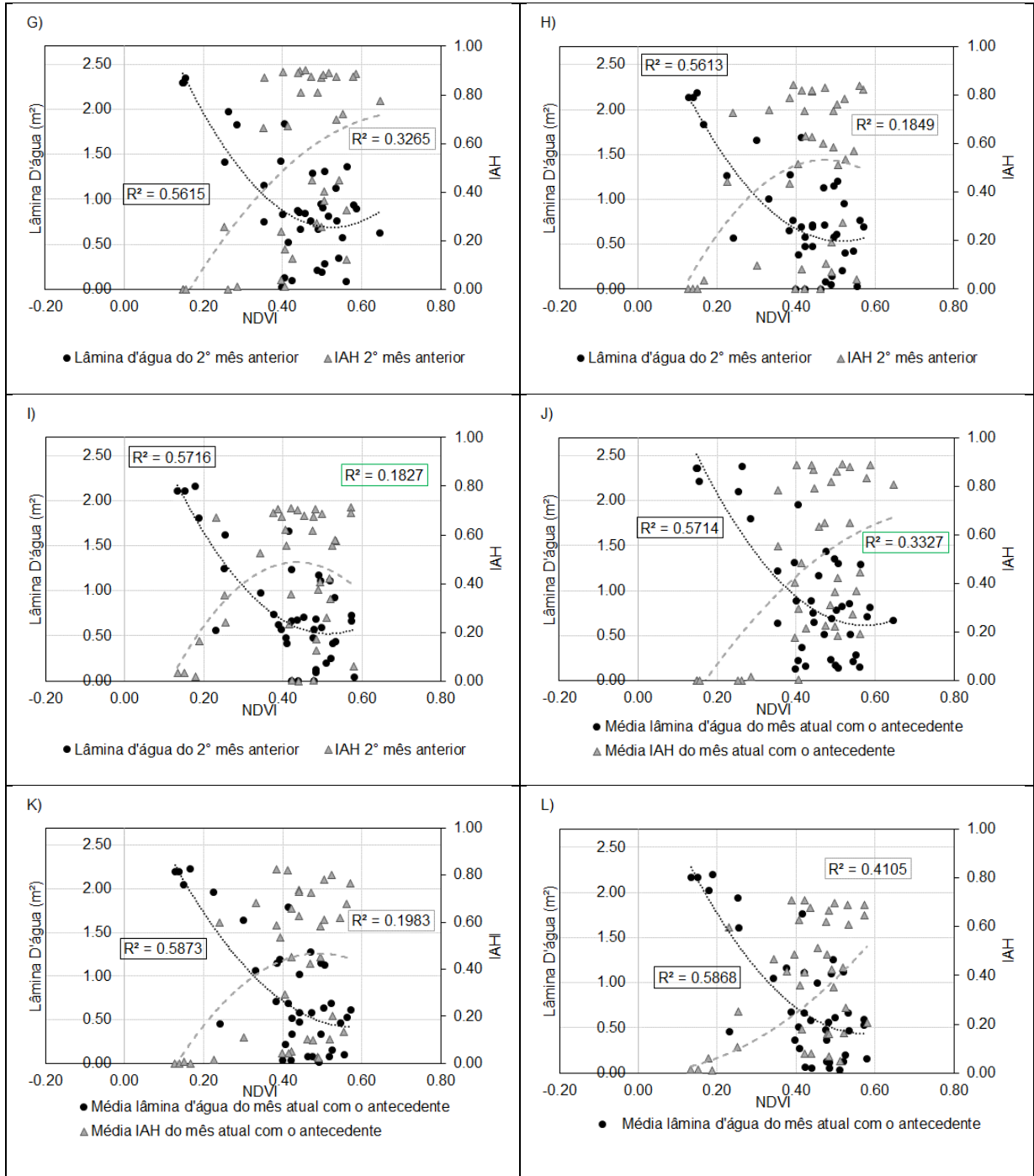


Figura B.2 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus*; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4;

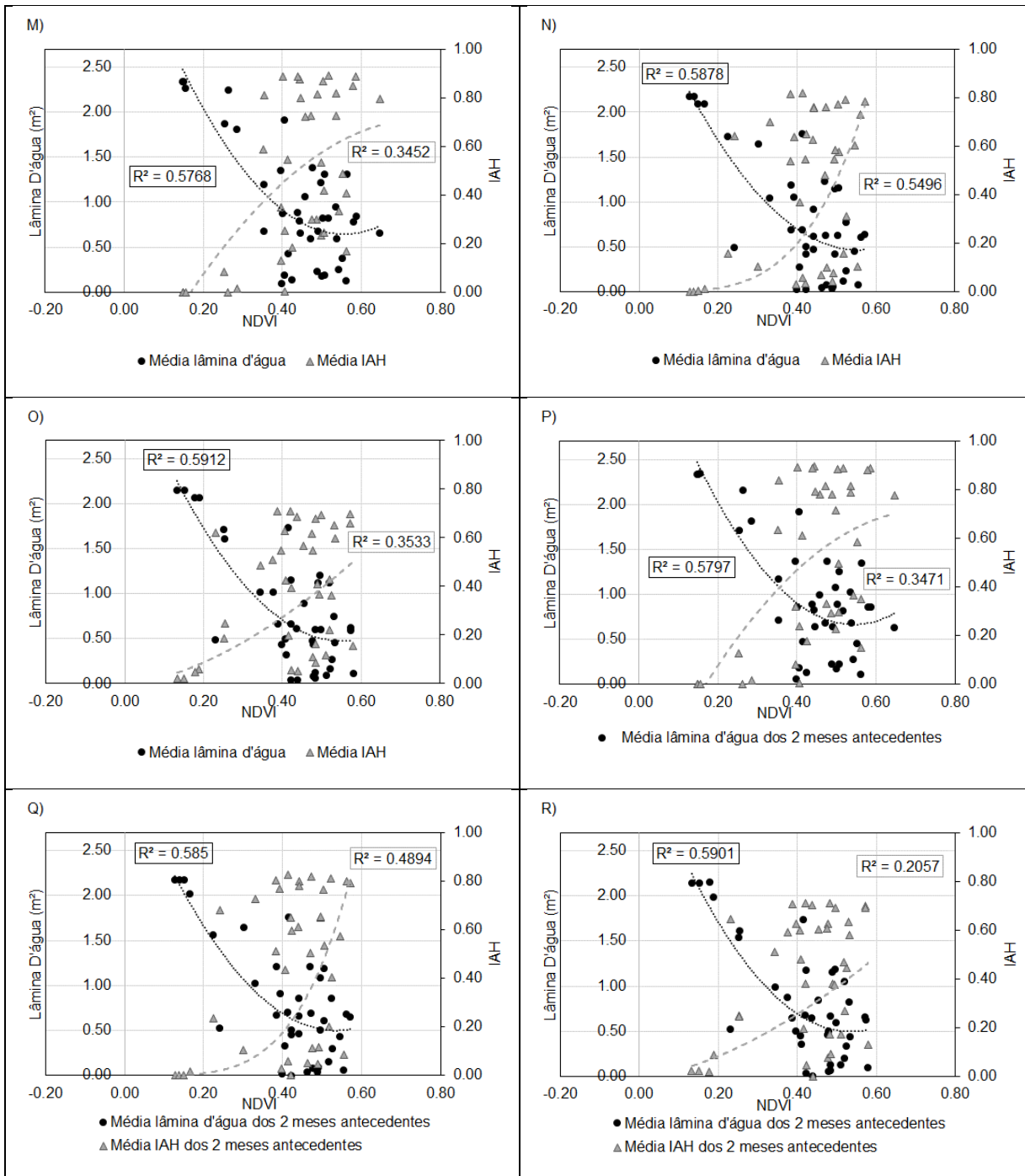


Figura B.3 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus*; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6;

APÊNDICE C

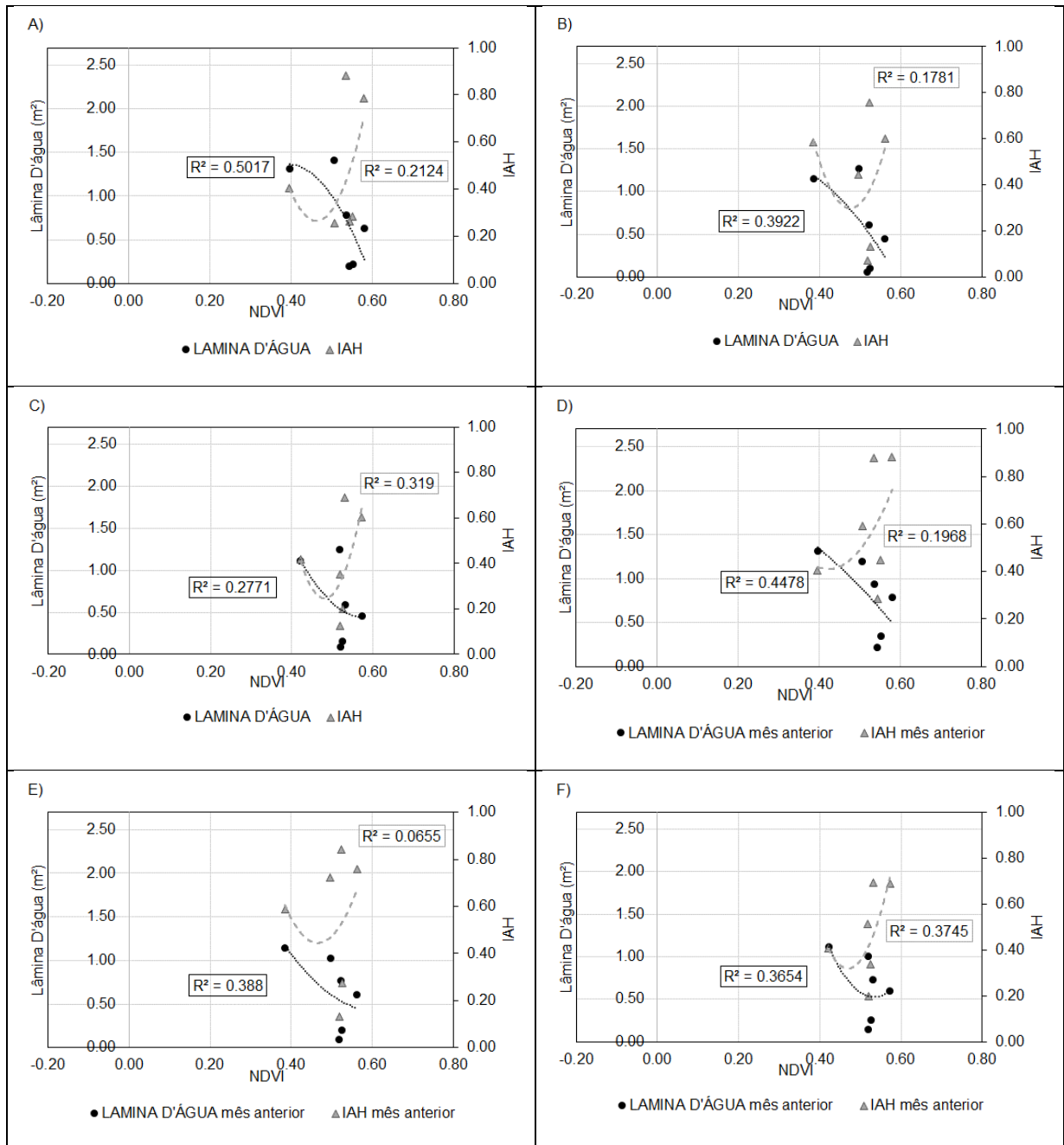


Figura C.1 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de verão; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2;

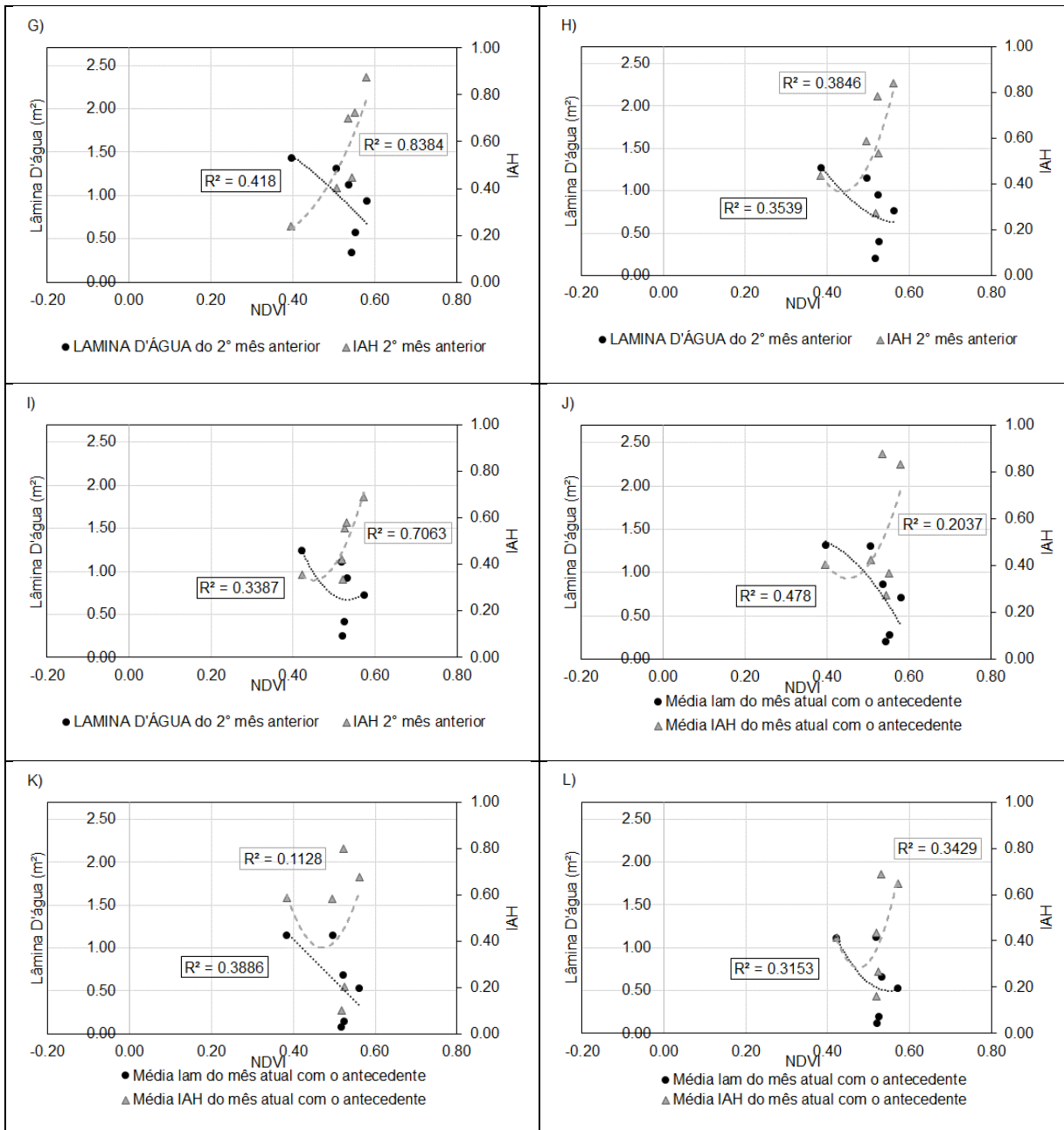


Figura C.2 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de verão; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4;

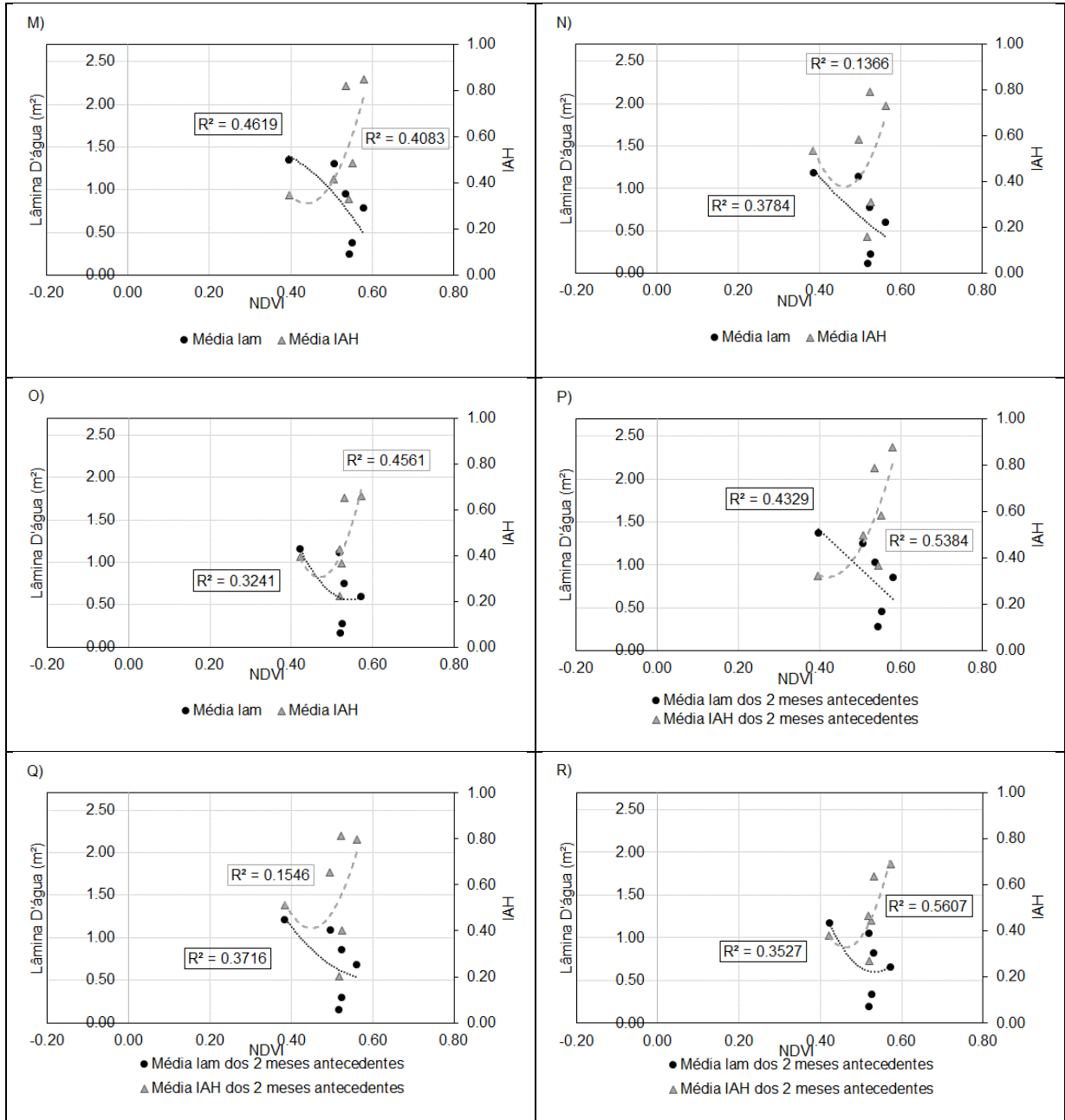


Figura C.3 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de verão; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6;

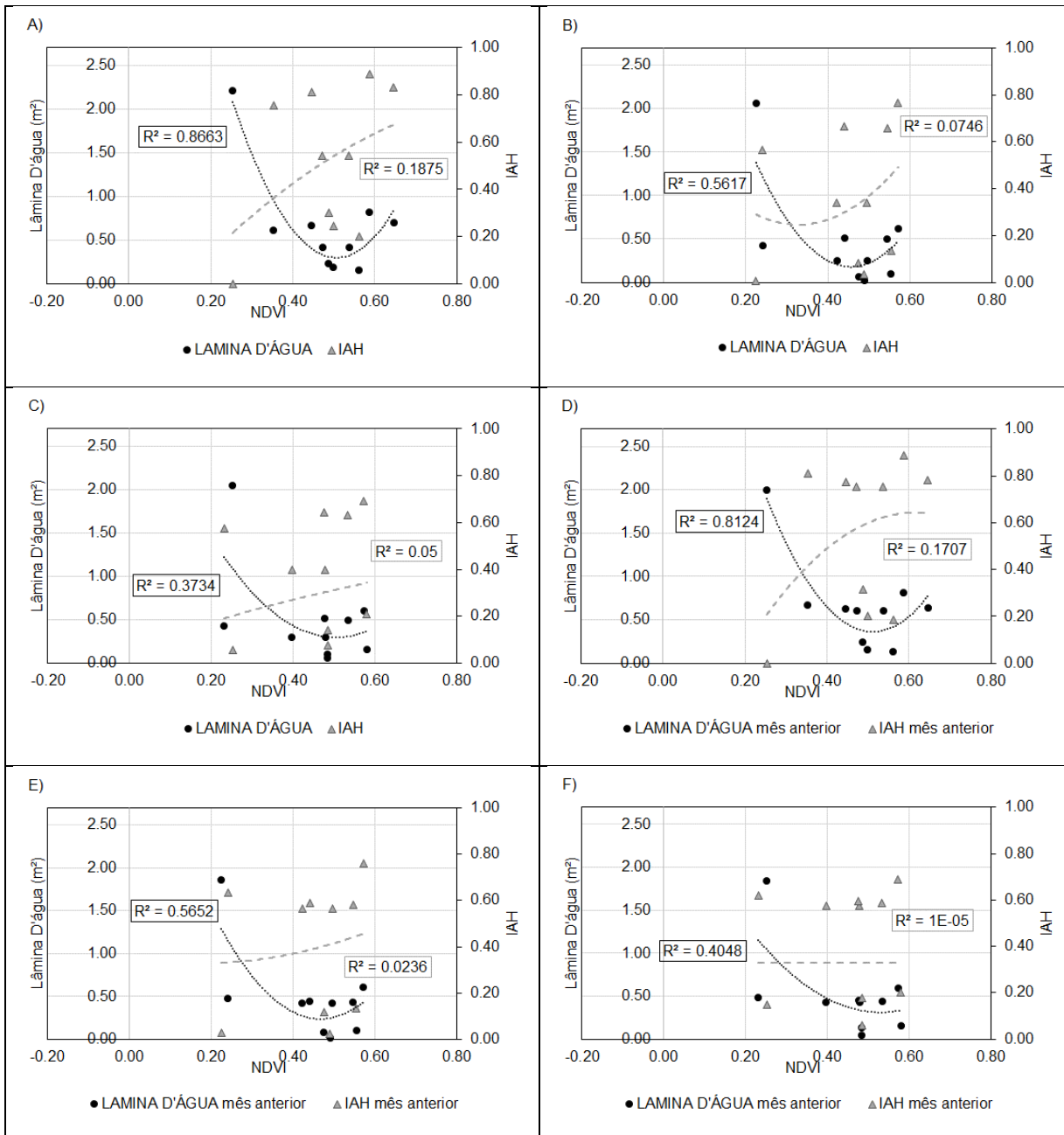


Figura C.4 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de outono; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2;

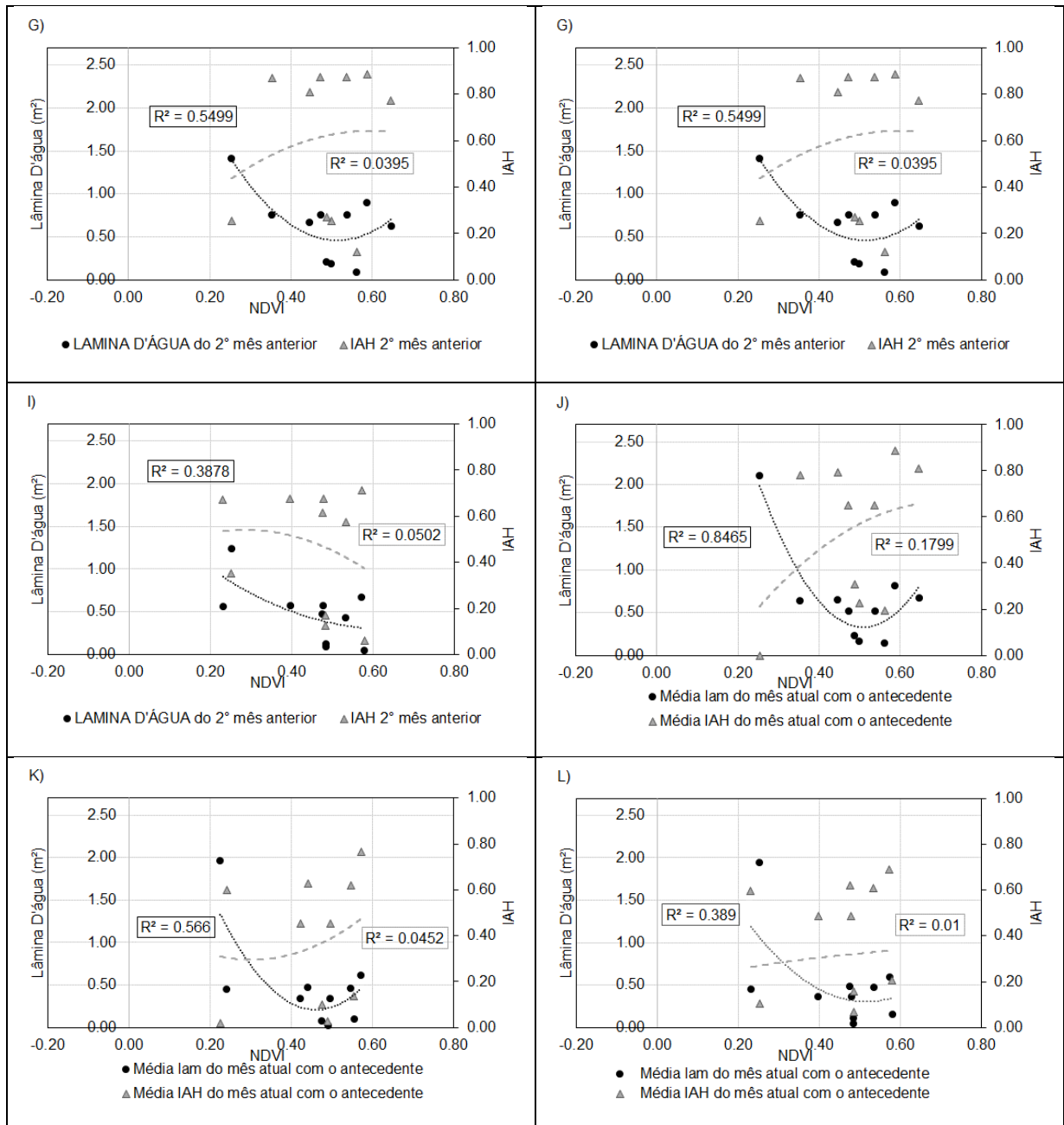


Figura C.5 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de outono; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4;

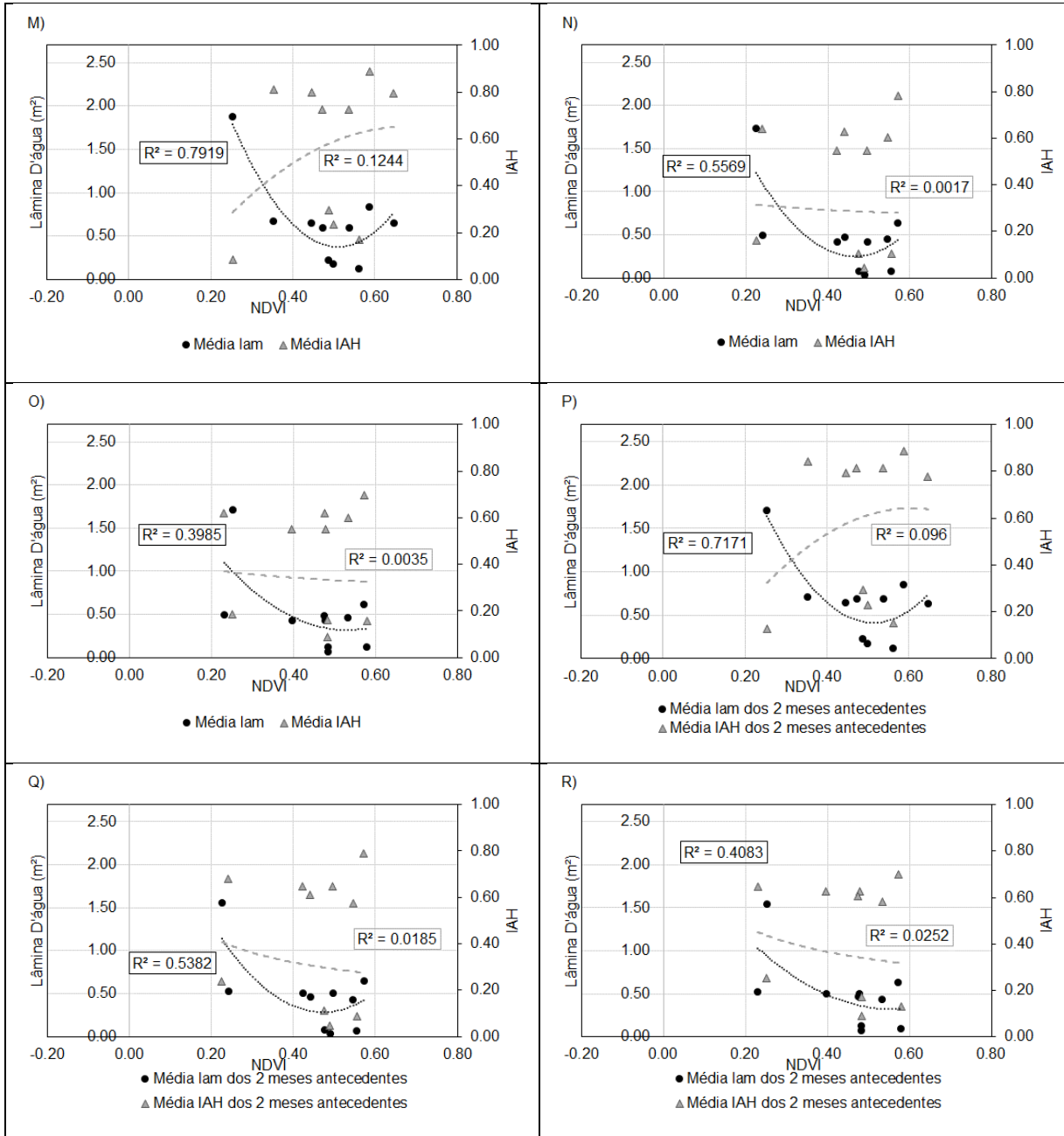


Figura C.6 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de outono; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6;

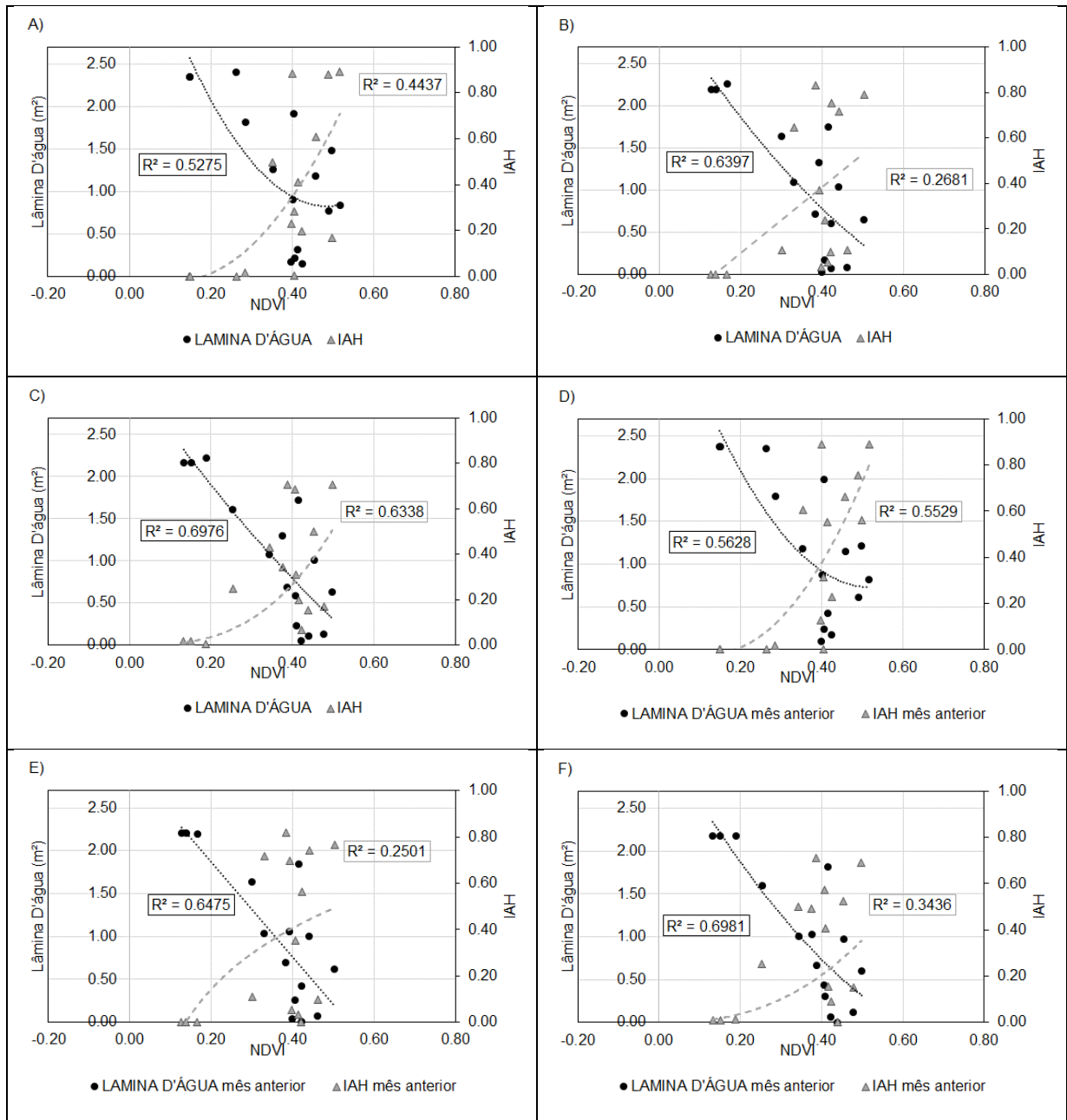


Figura C.7 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de inverno; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2;

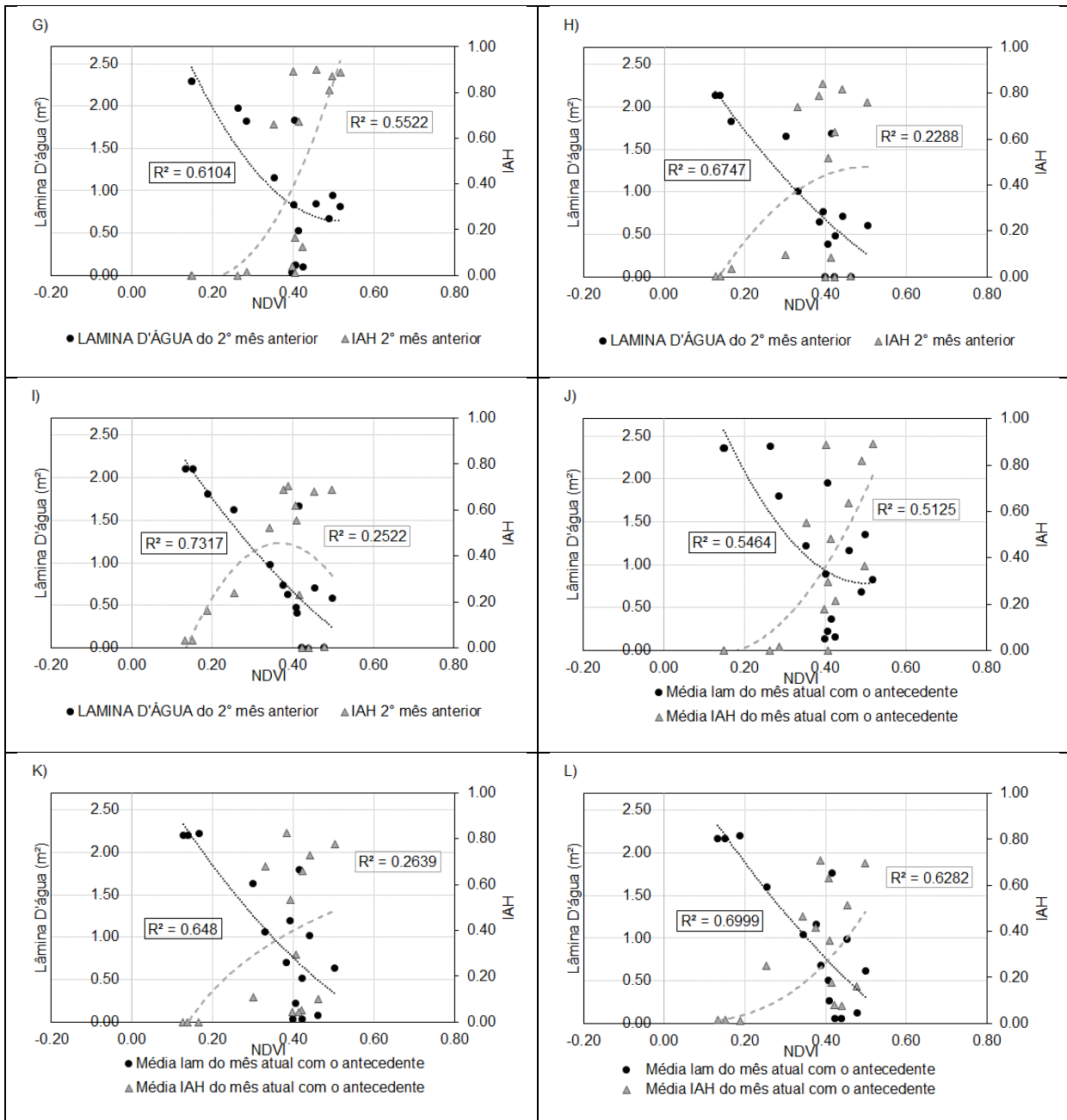


Figura C.8 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de inverno; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4;

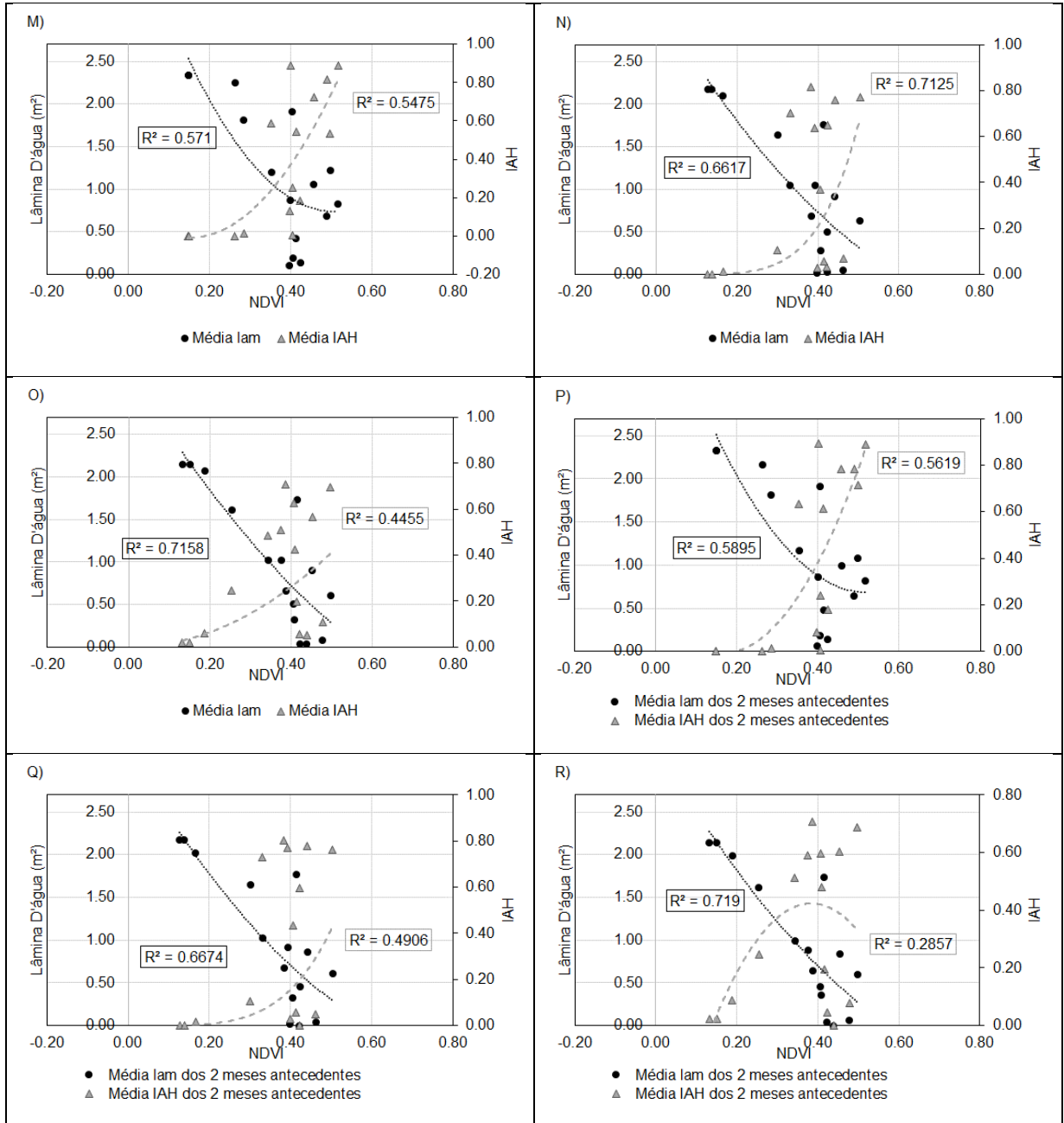


Figura C.9 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de inverno; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6;

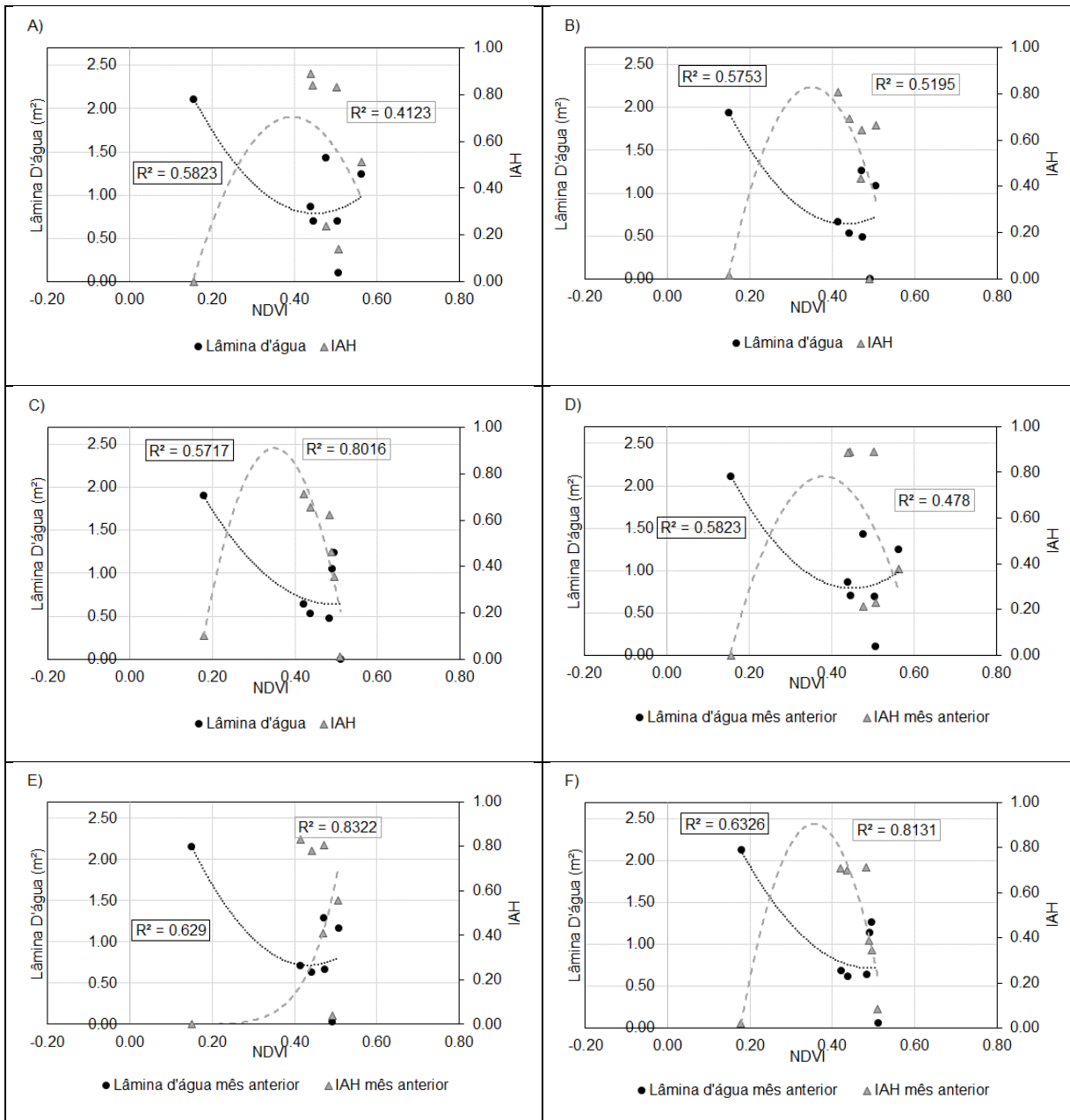


Figura C.10 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de primavera; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2;

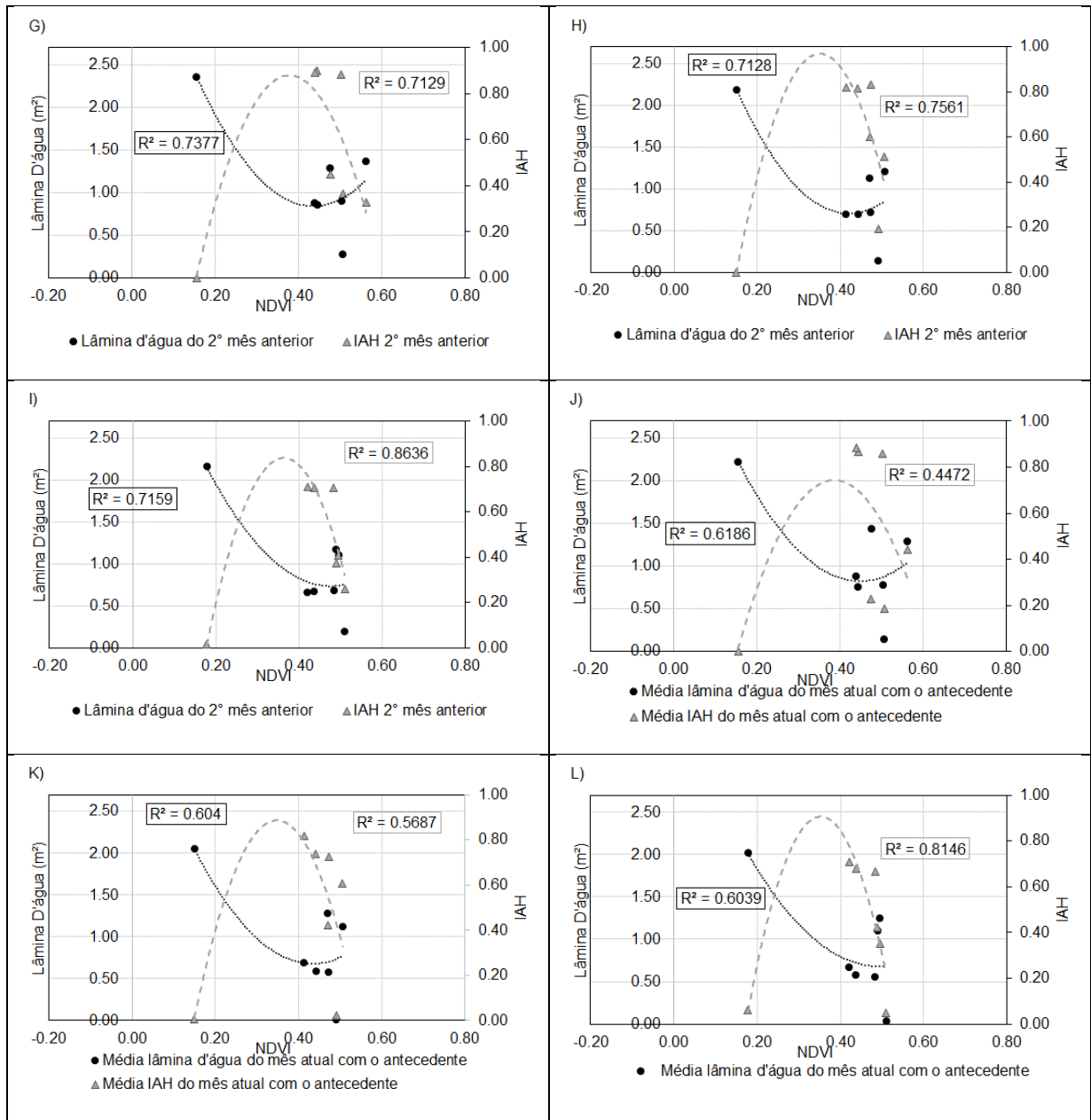


Figura C.11 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de primavera; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4;

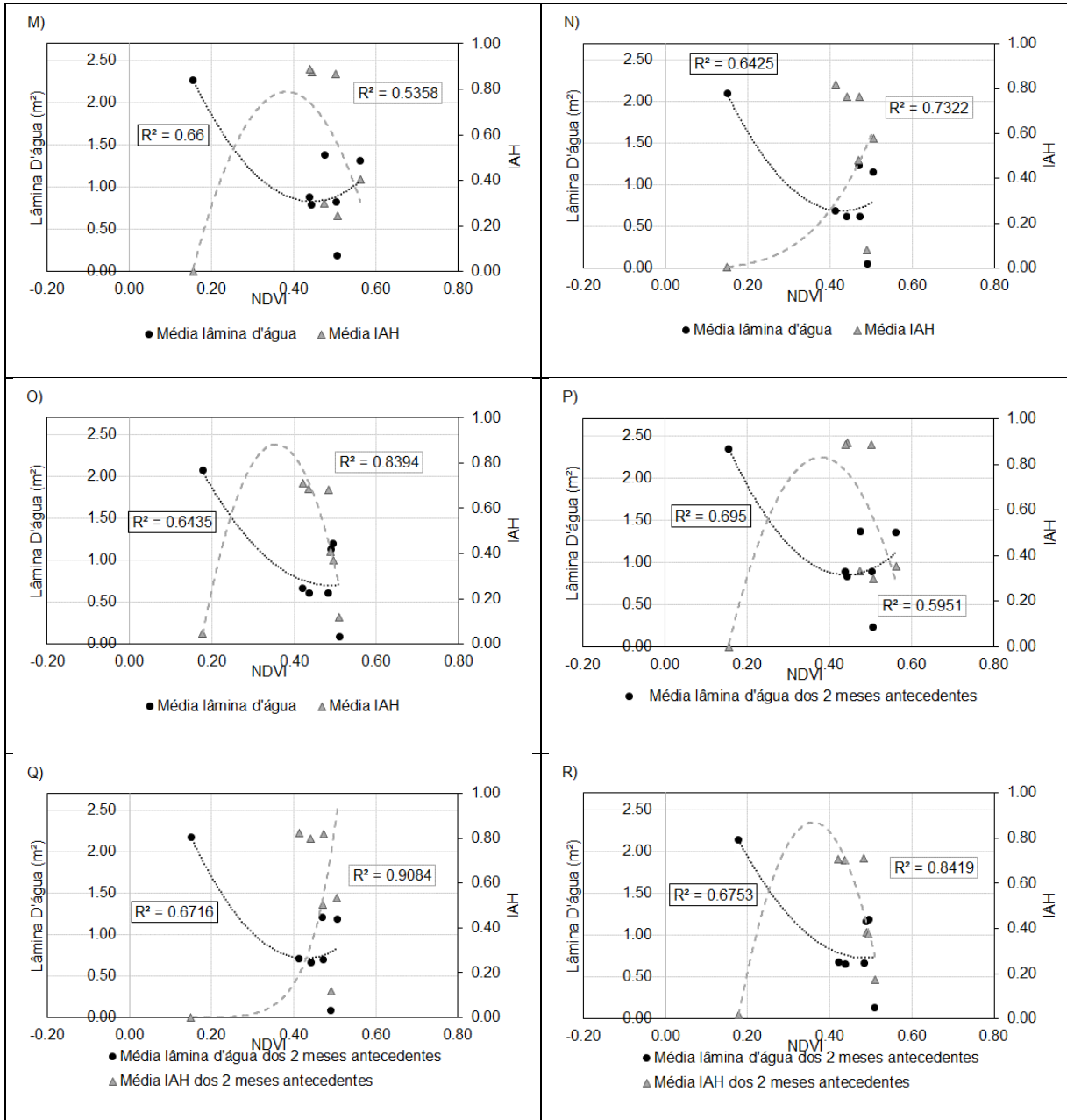


Figura C.12 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. californicus* nos meses de primavera; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6;

APÊNDICE D

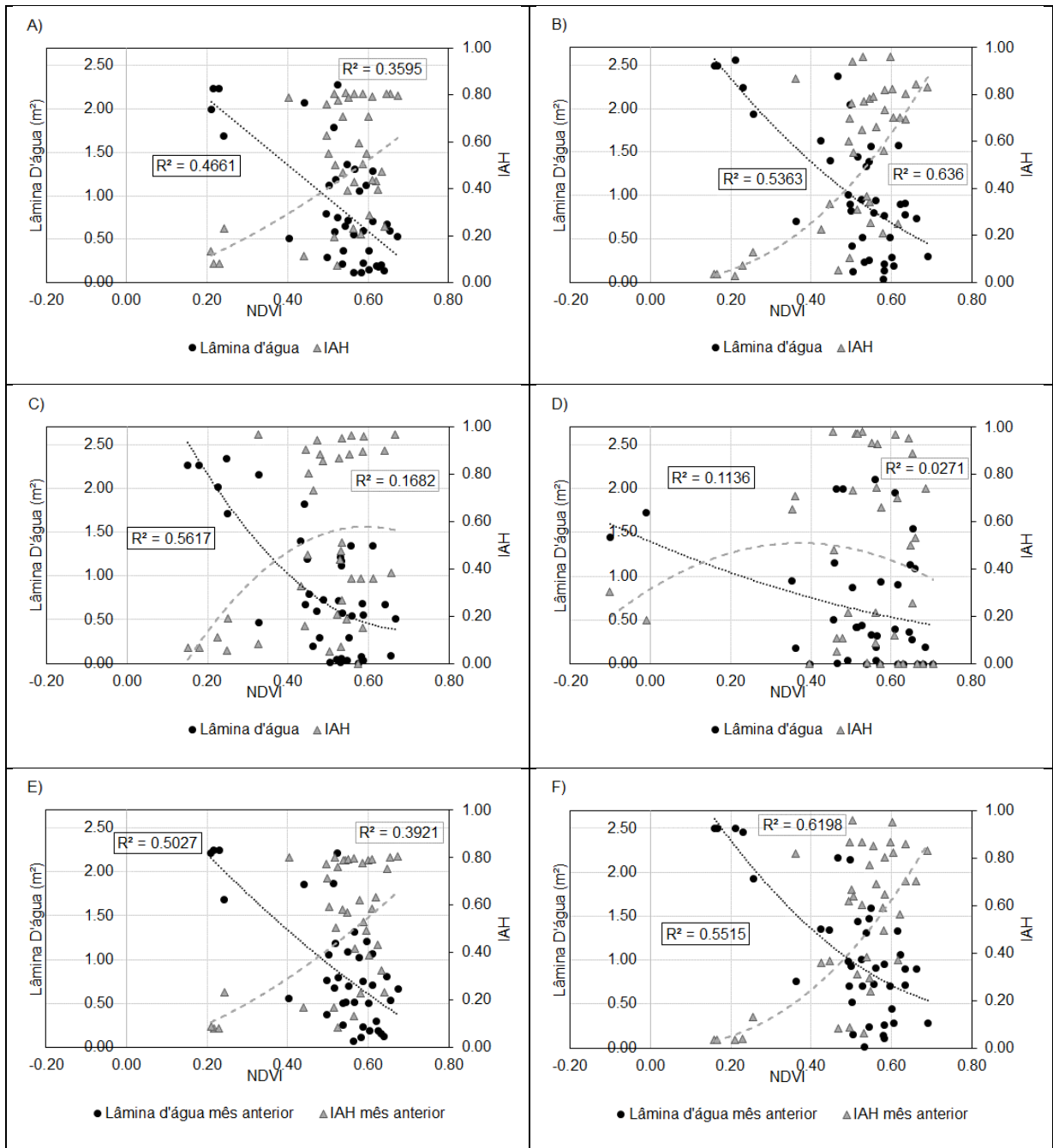


Figura D.1 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 1; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.

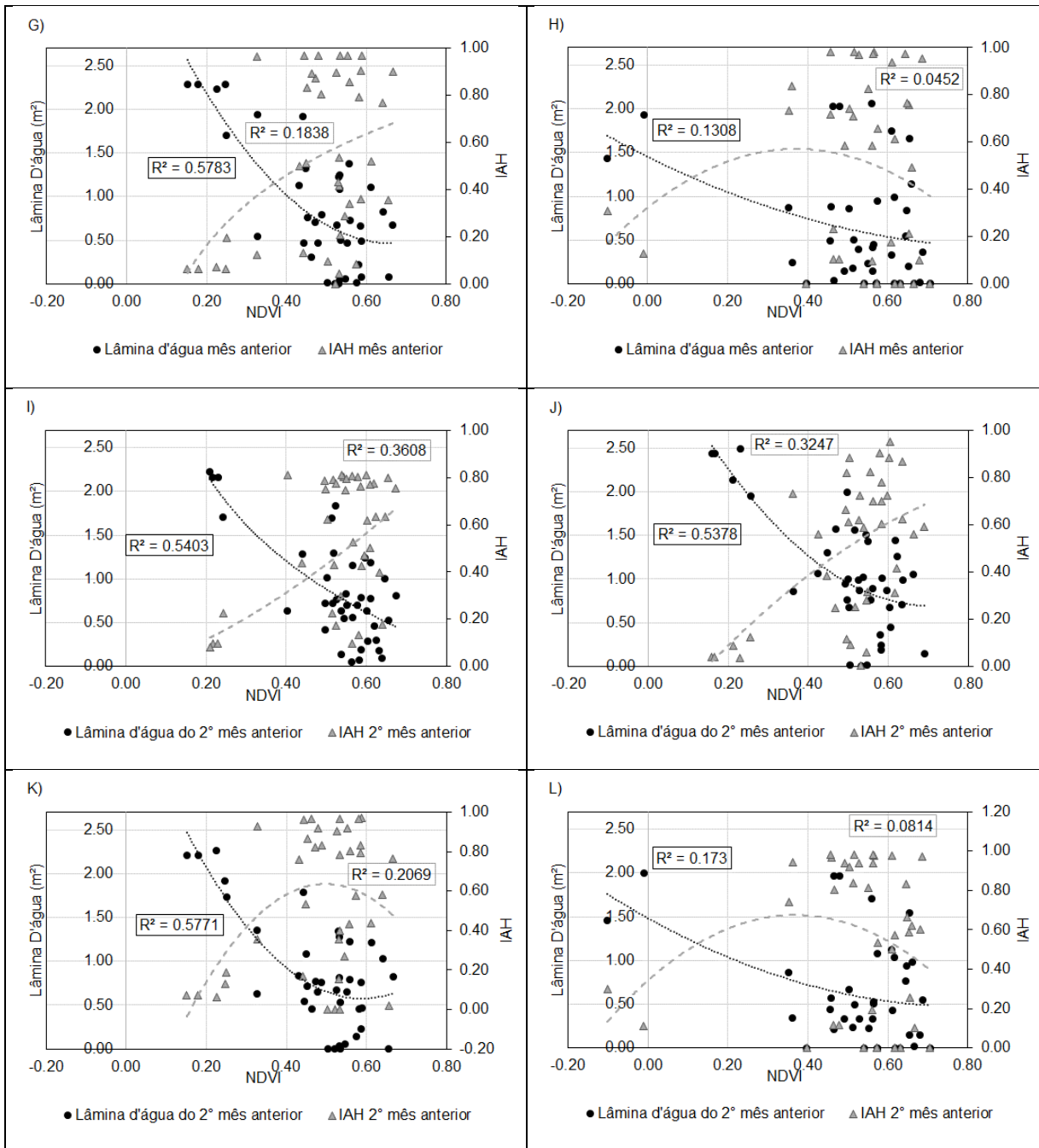


Figura D.2 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 2; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.

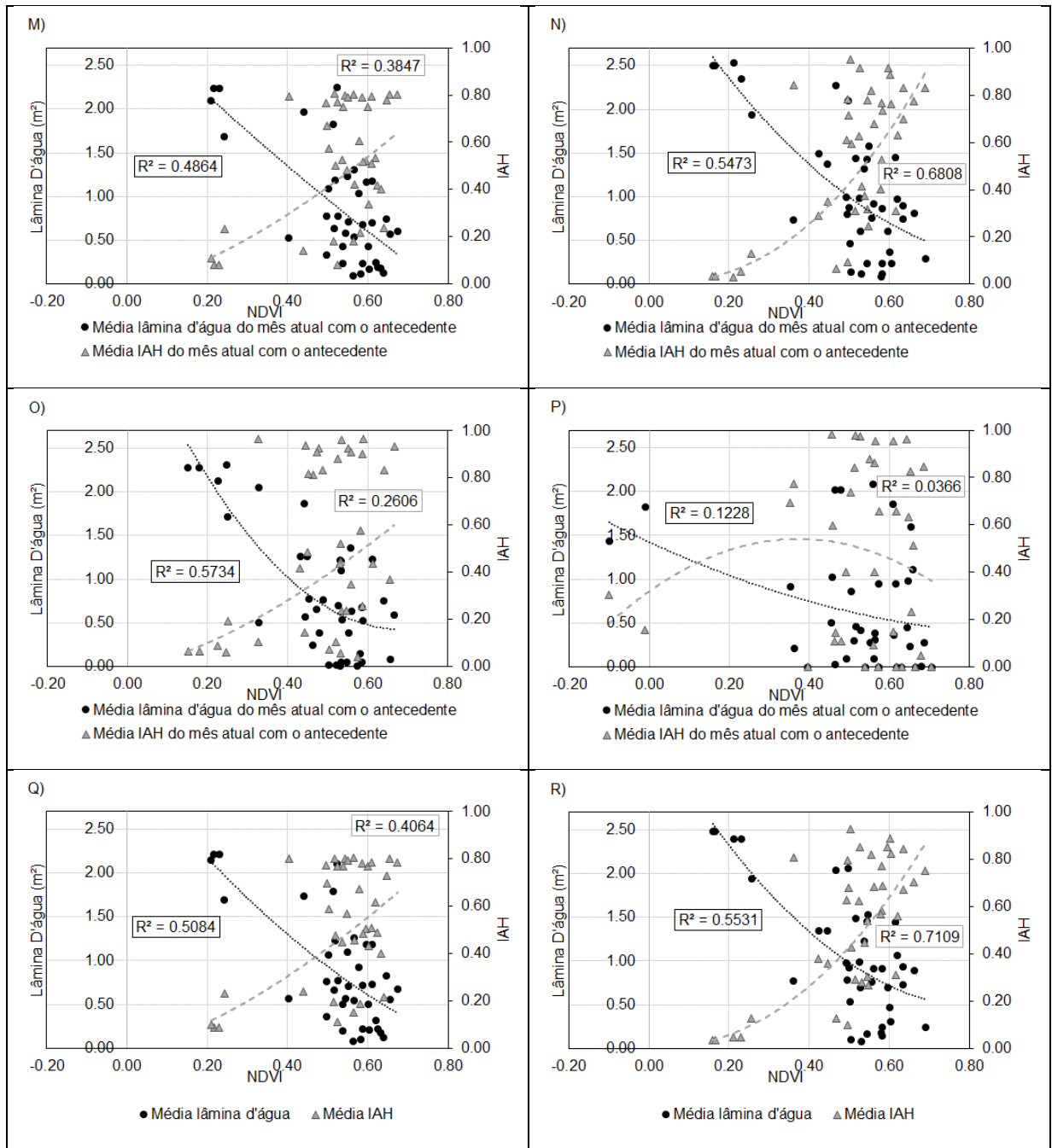


Figura D.3 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 4; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5.

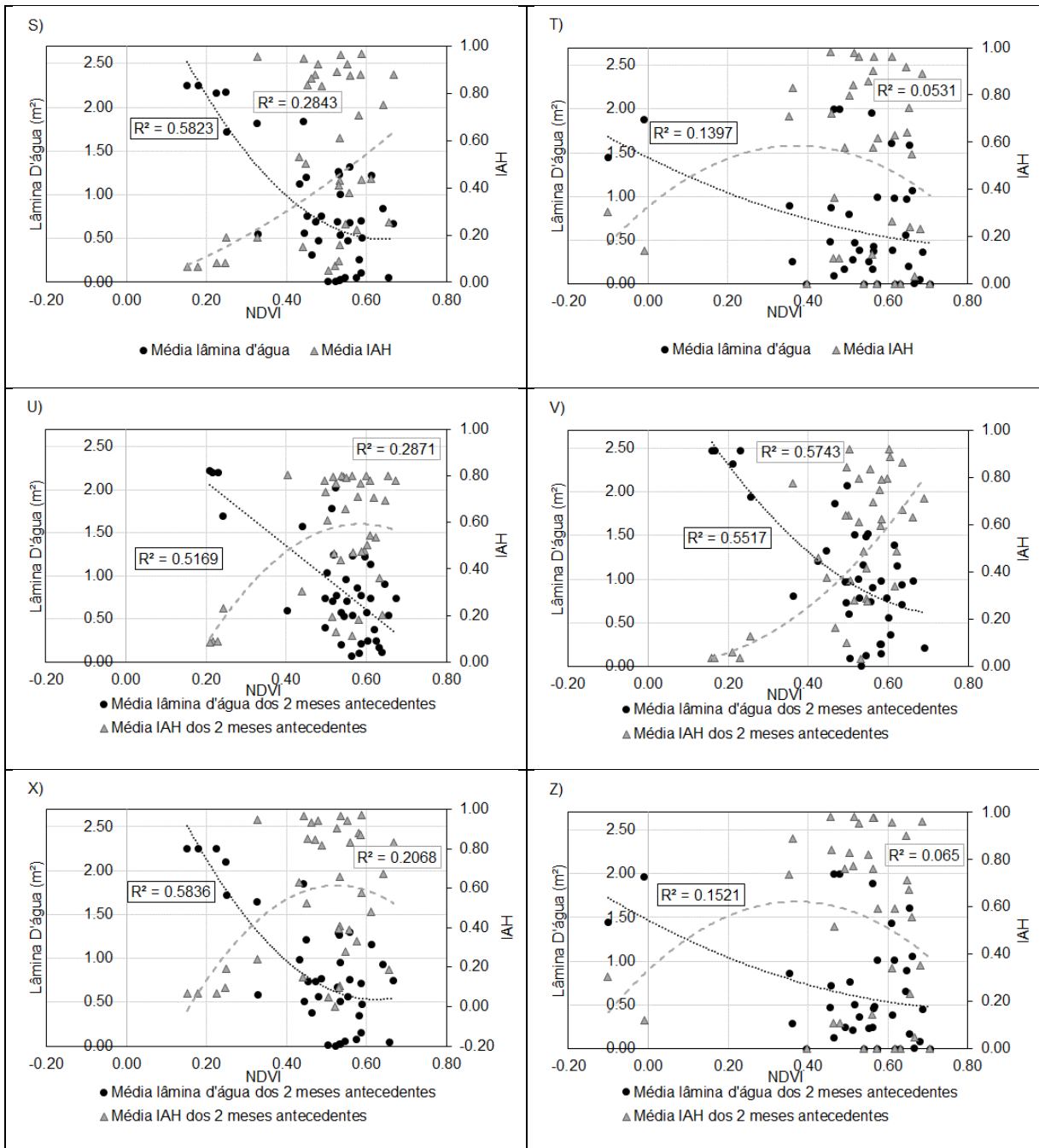


Figura D.4 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis*; S) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; T) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 5; U) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; V) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; X) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6; Z) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 6.

APÊNDICE E

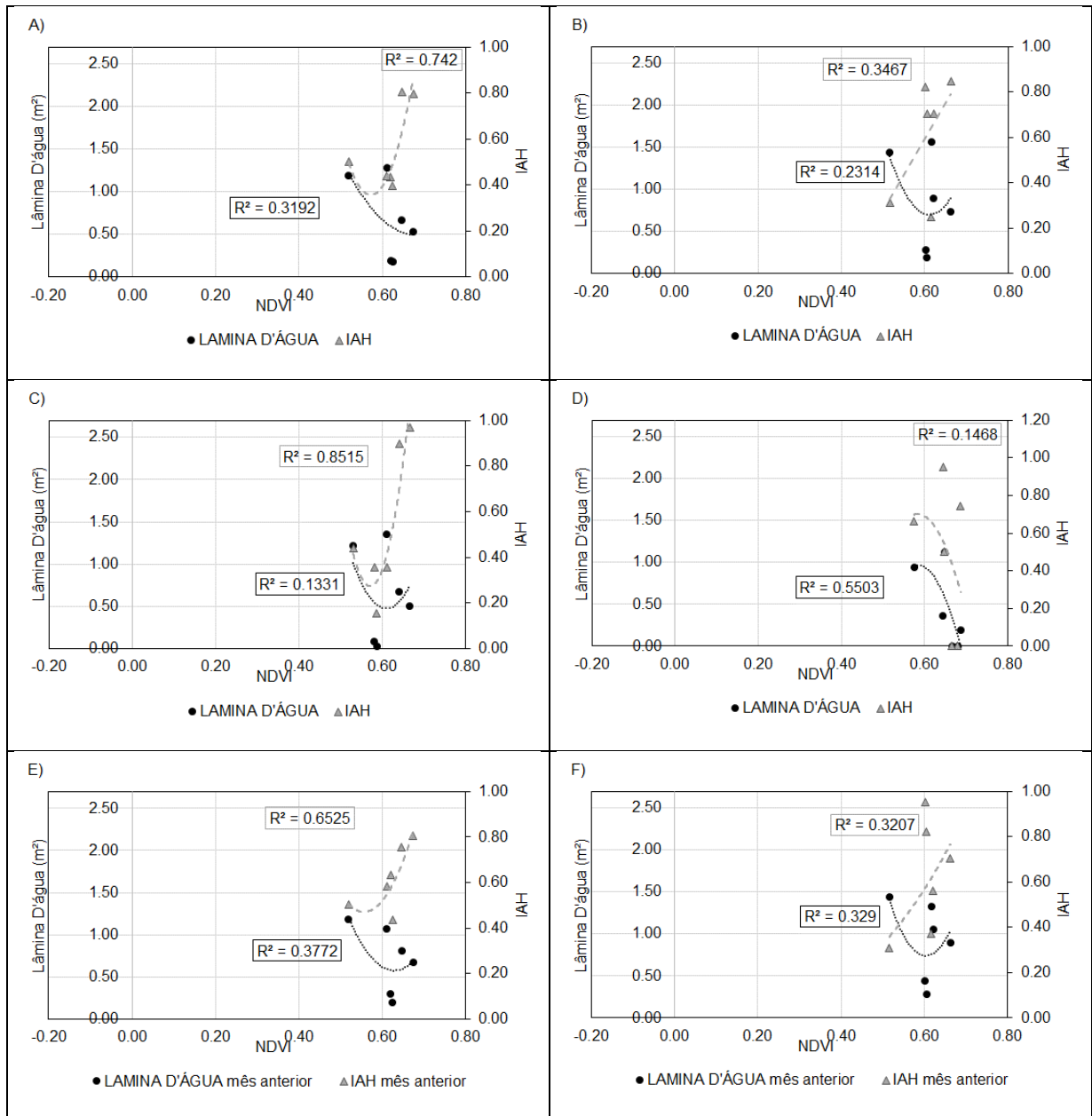


Figura E.1 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de verão; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 1; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.

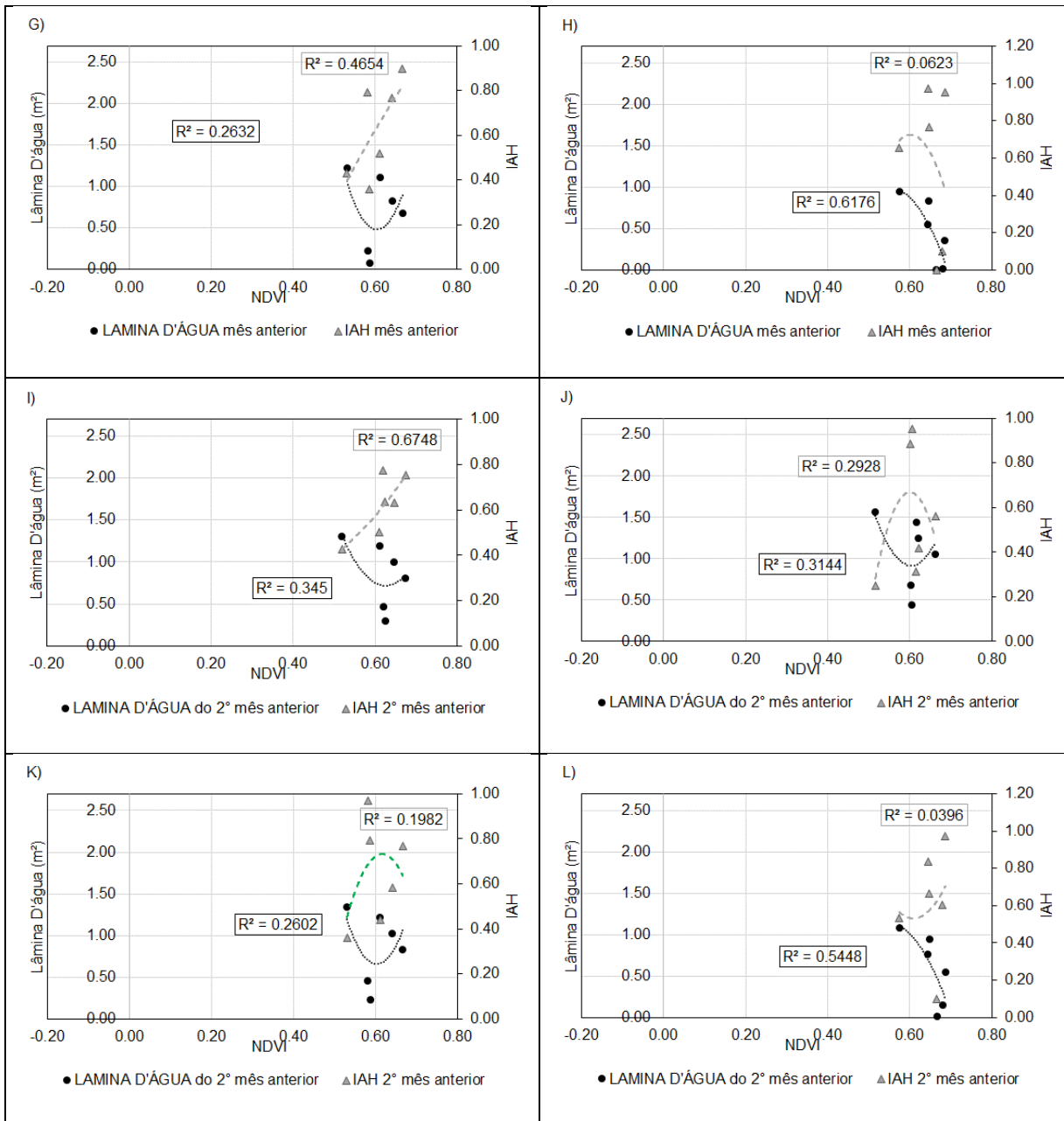


Figura E.2 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de verão; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 2; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.

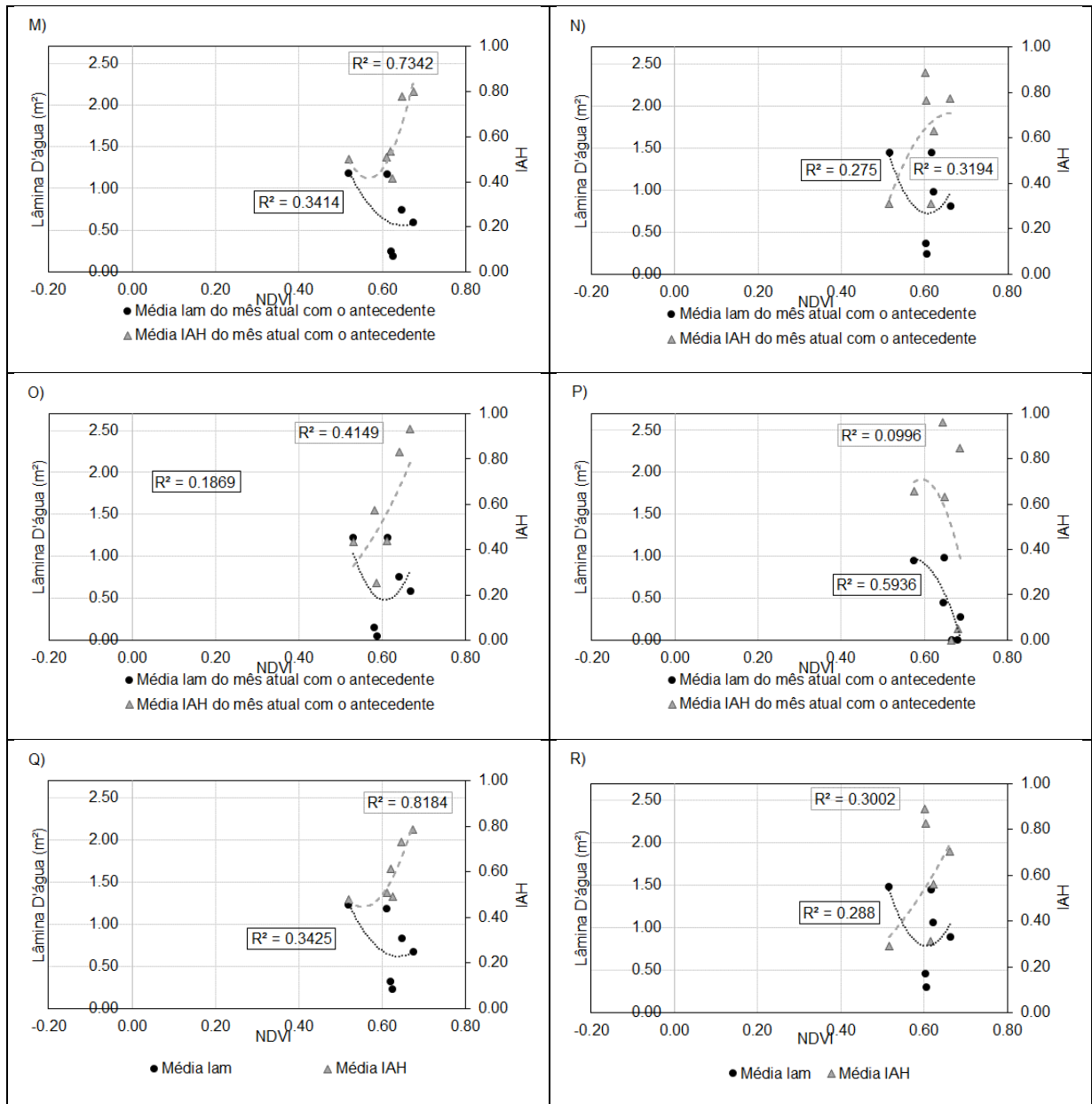


Figura E.3 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de verão; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 4; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5.

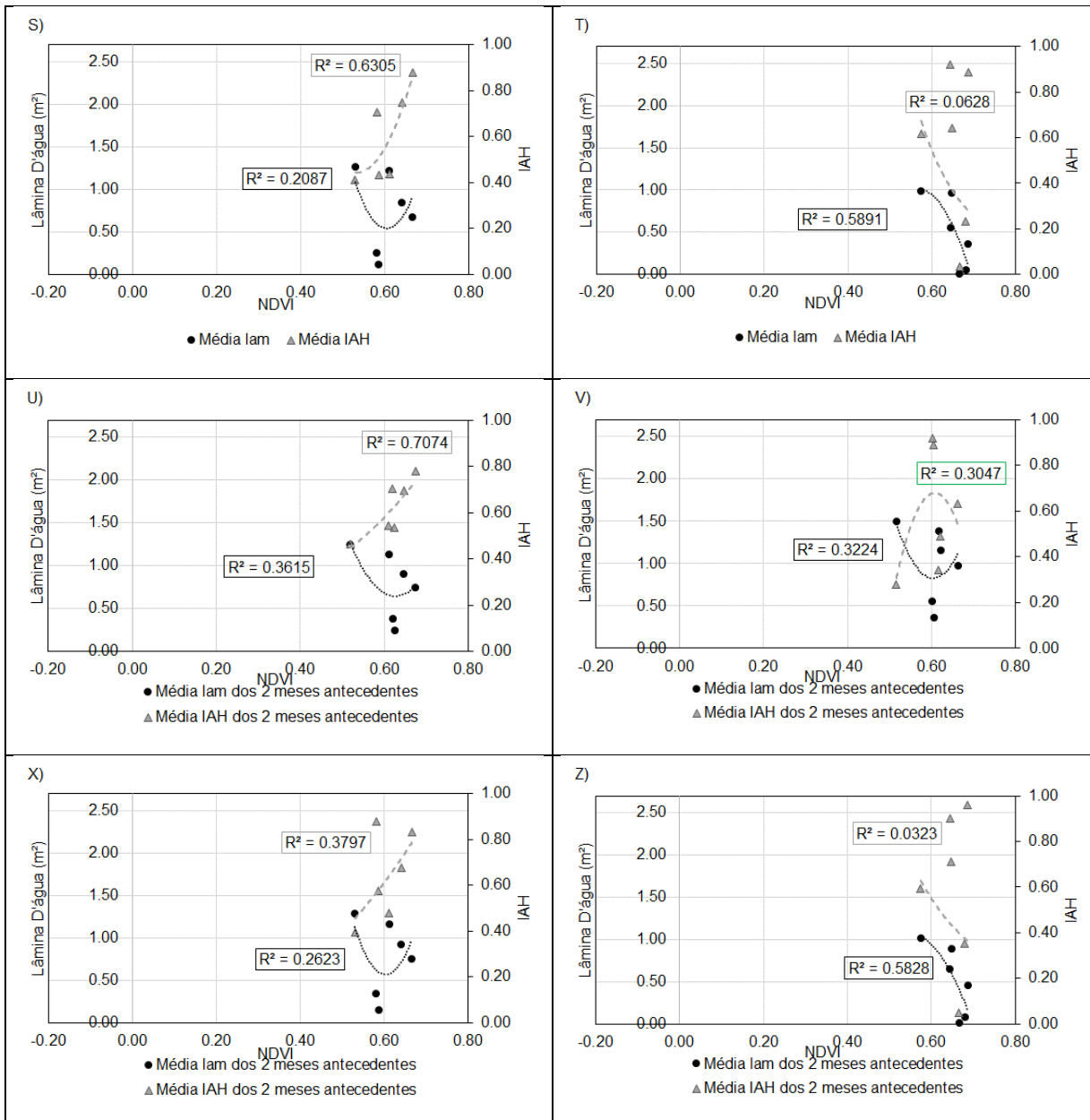


Figura E.4 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de verão; S) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; T) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 5; U) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; V) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; X) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6; Z) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 6.

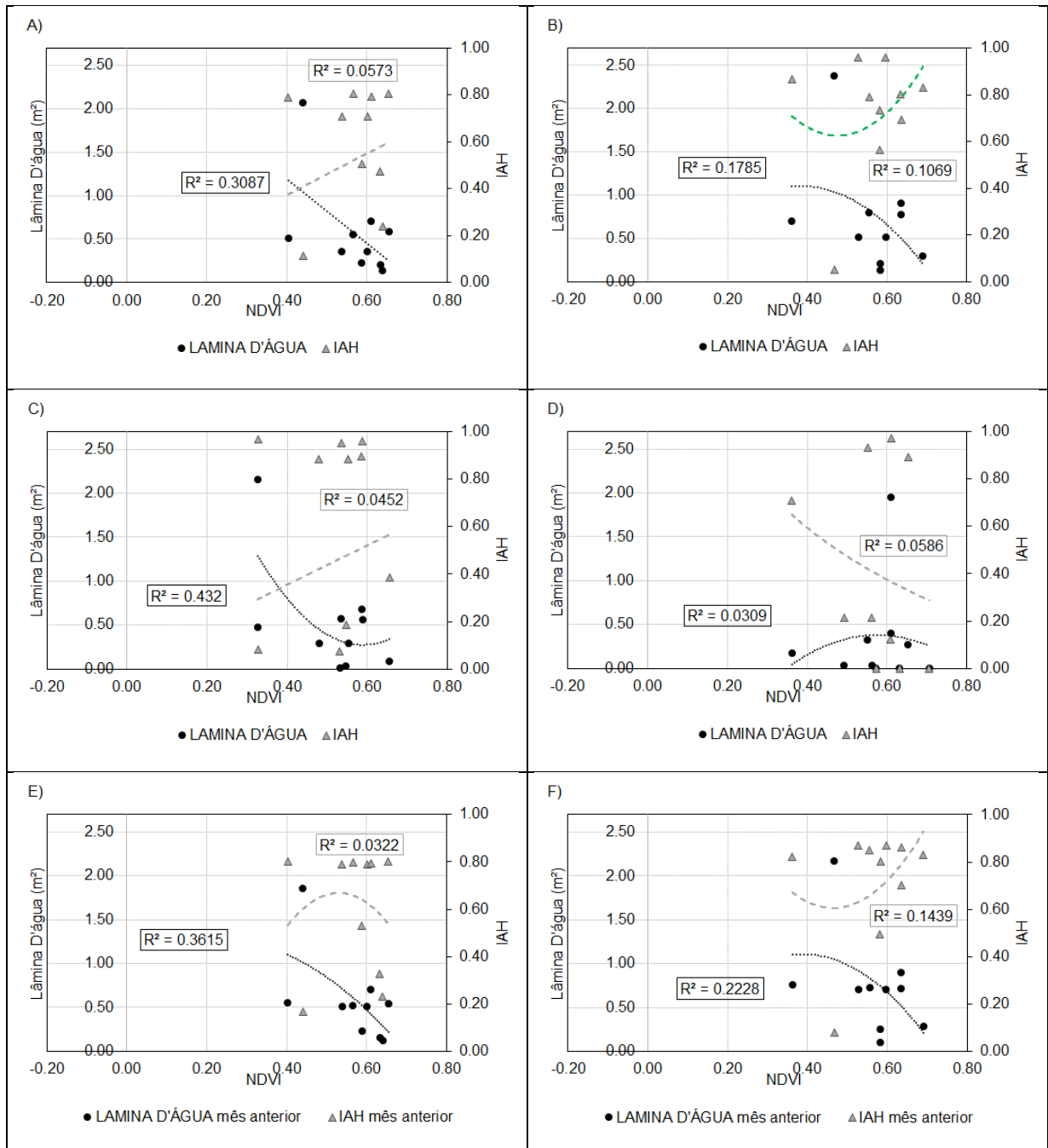


Figura E.5 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de outono; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 1; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.

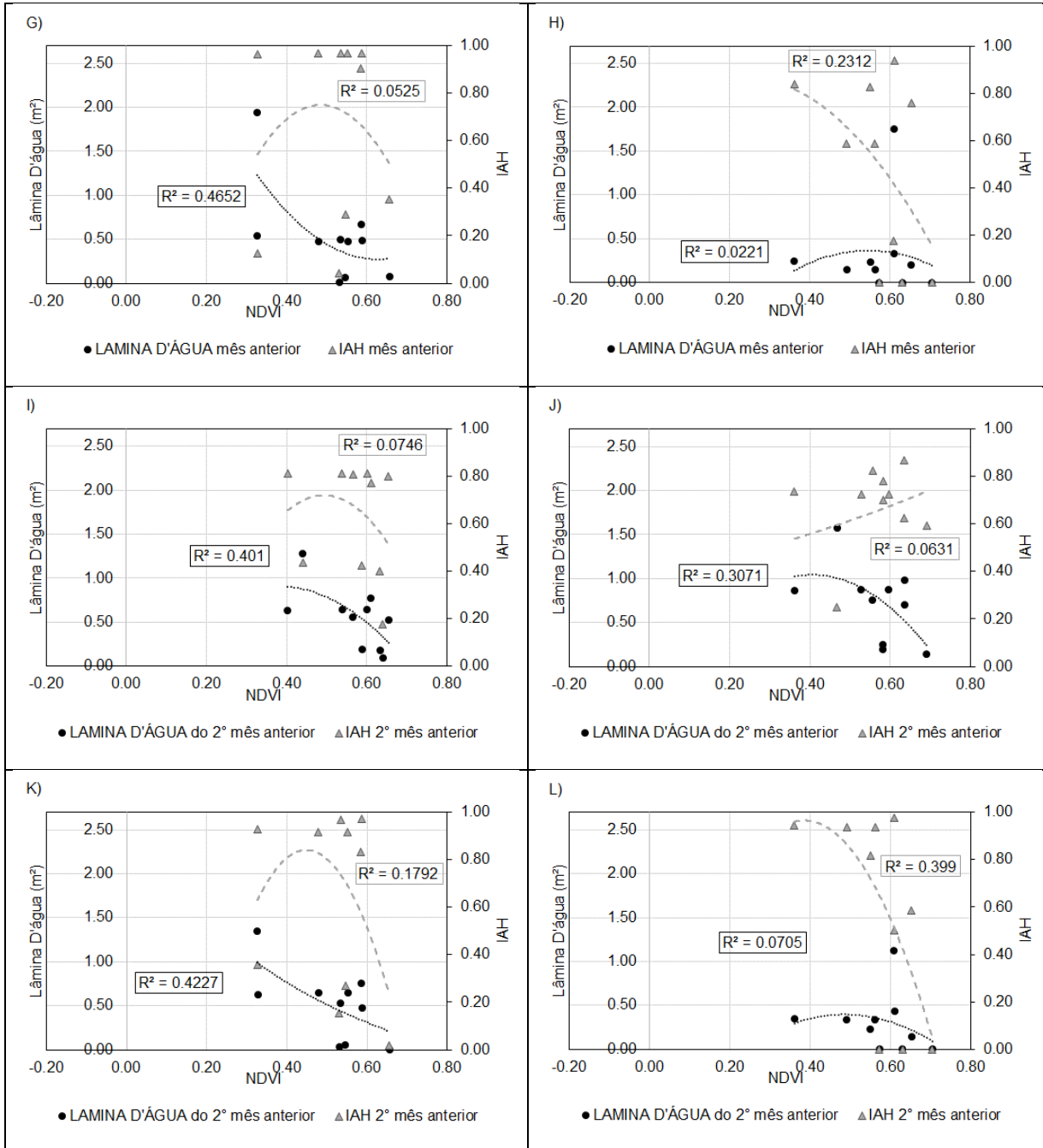


Figura E.6 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de outono; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 2; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.

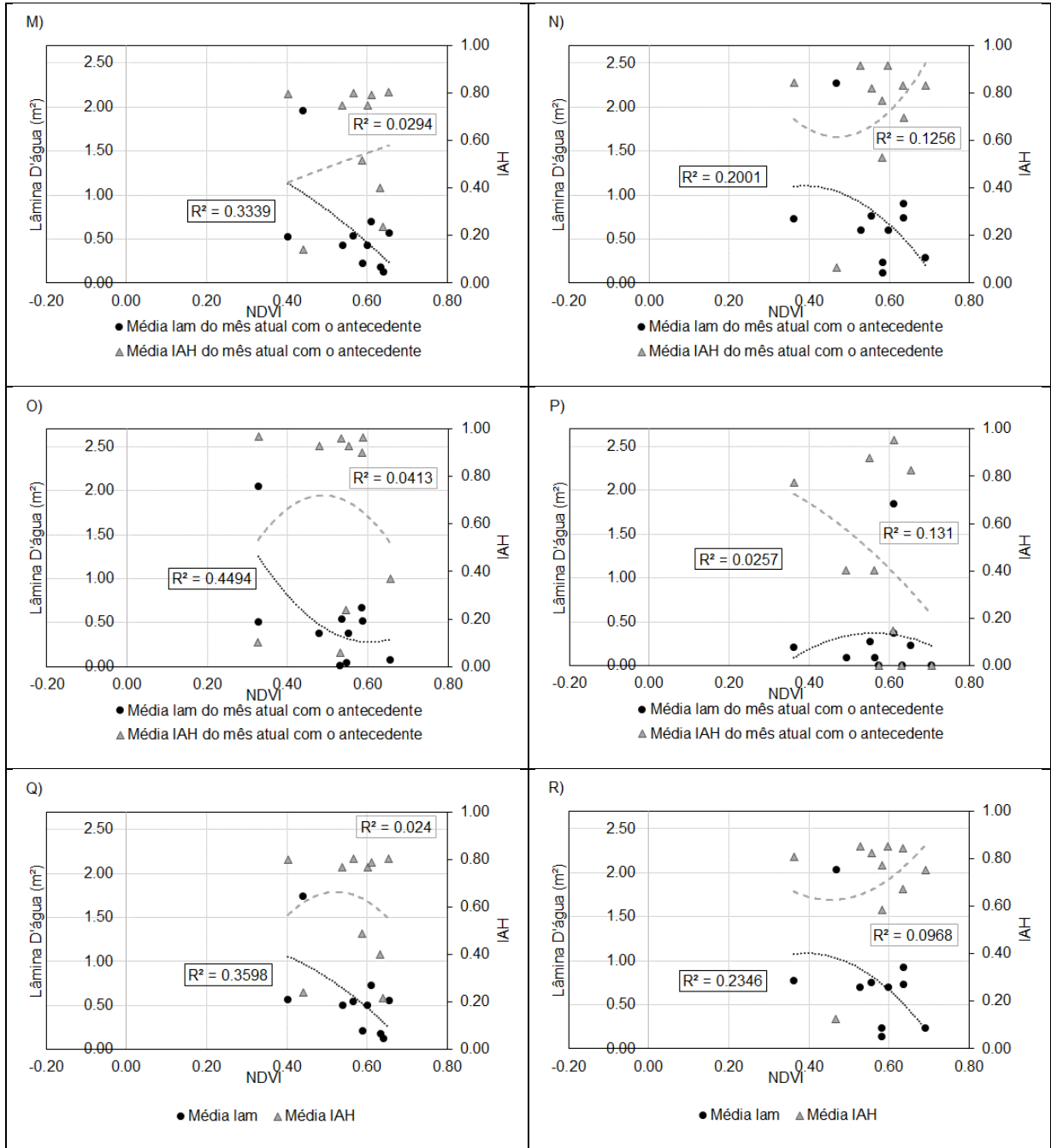


Figura E.7 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de outono; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 4; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5.

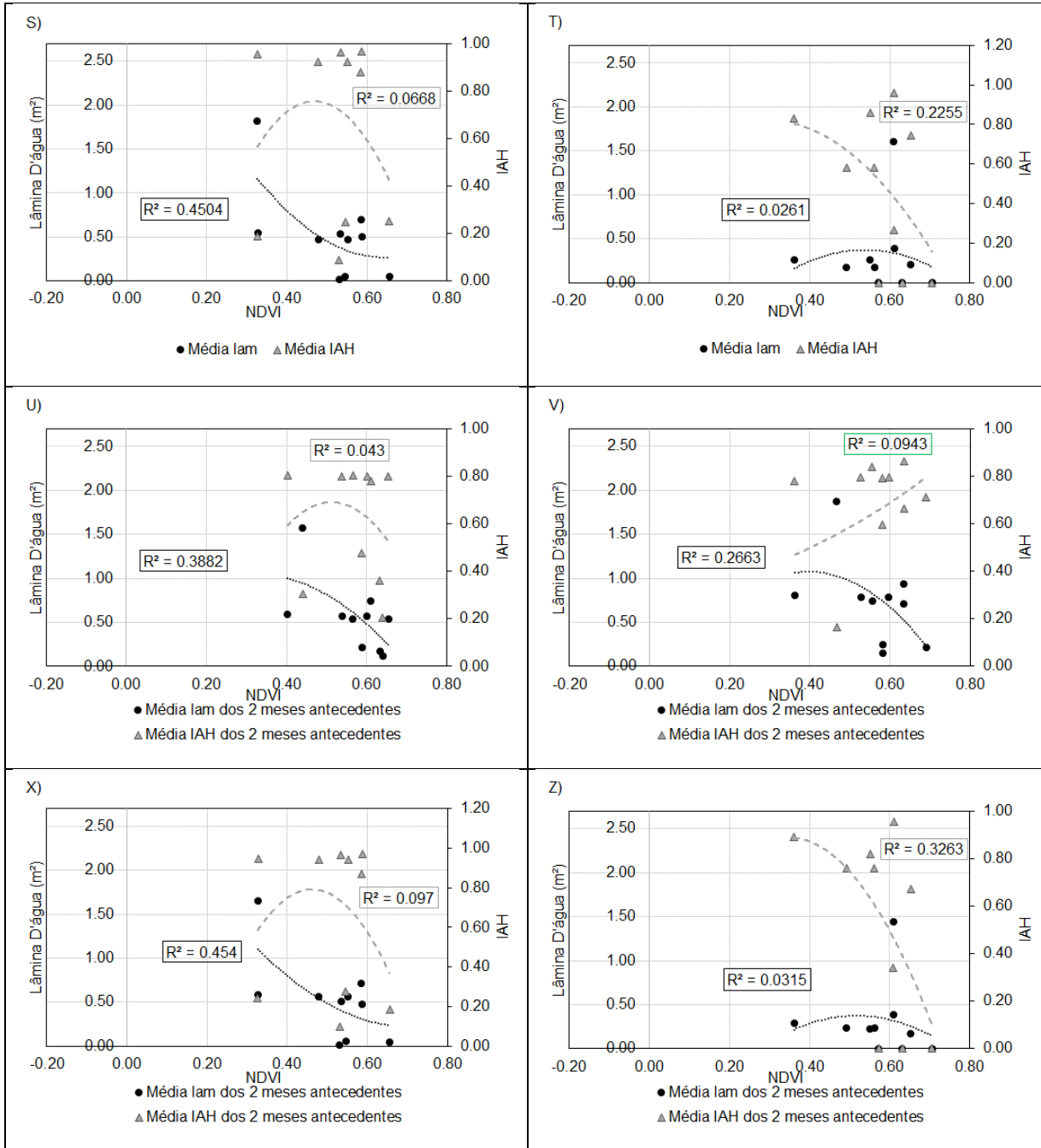


Figura E.8 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de outono; S) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; T) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 5; U) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; V) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; X) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6; Z) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 6.

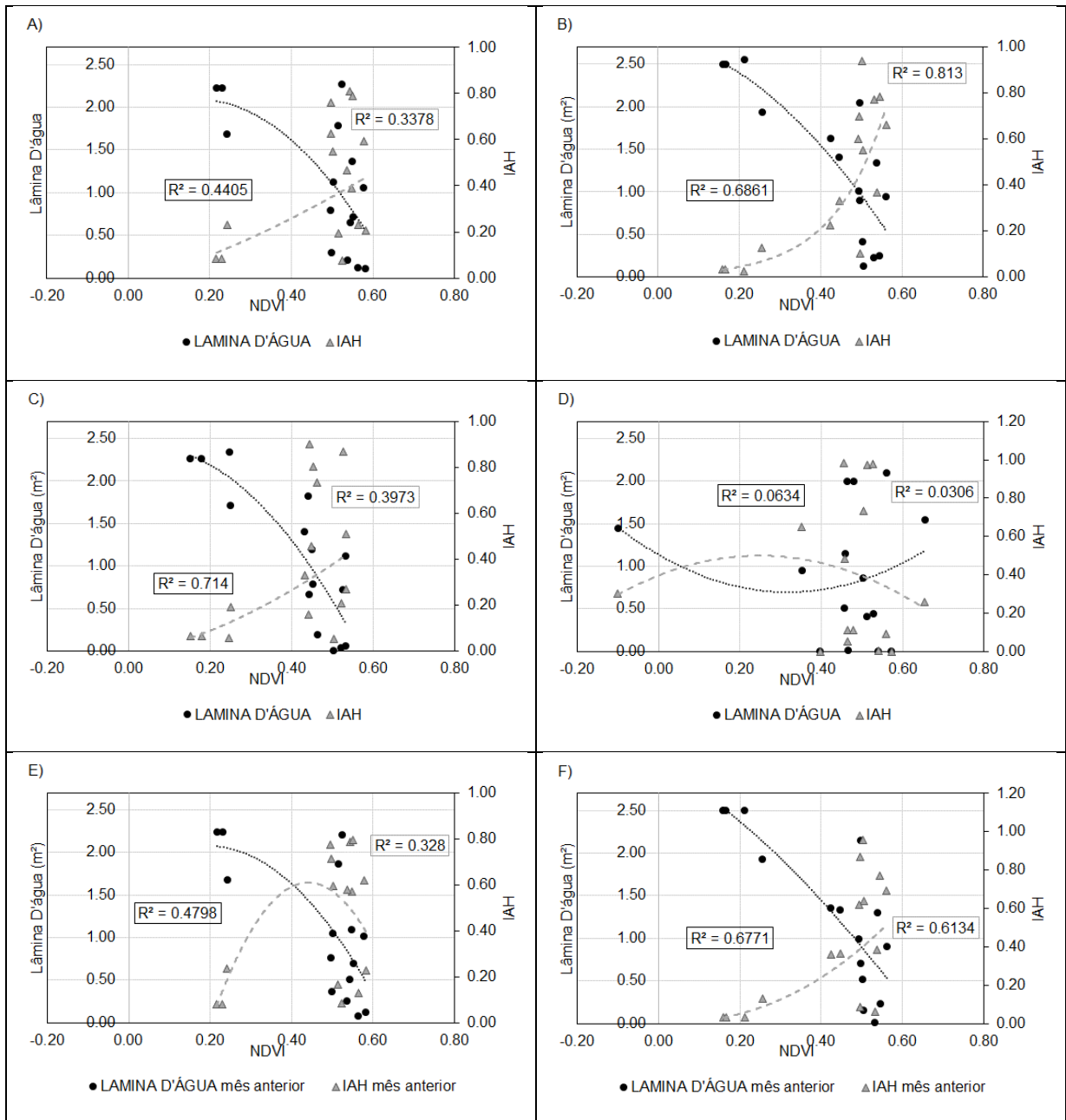


Figura E.9 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de inverno; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 1; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.

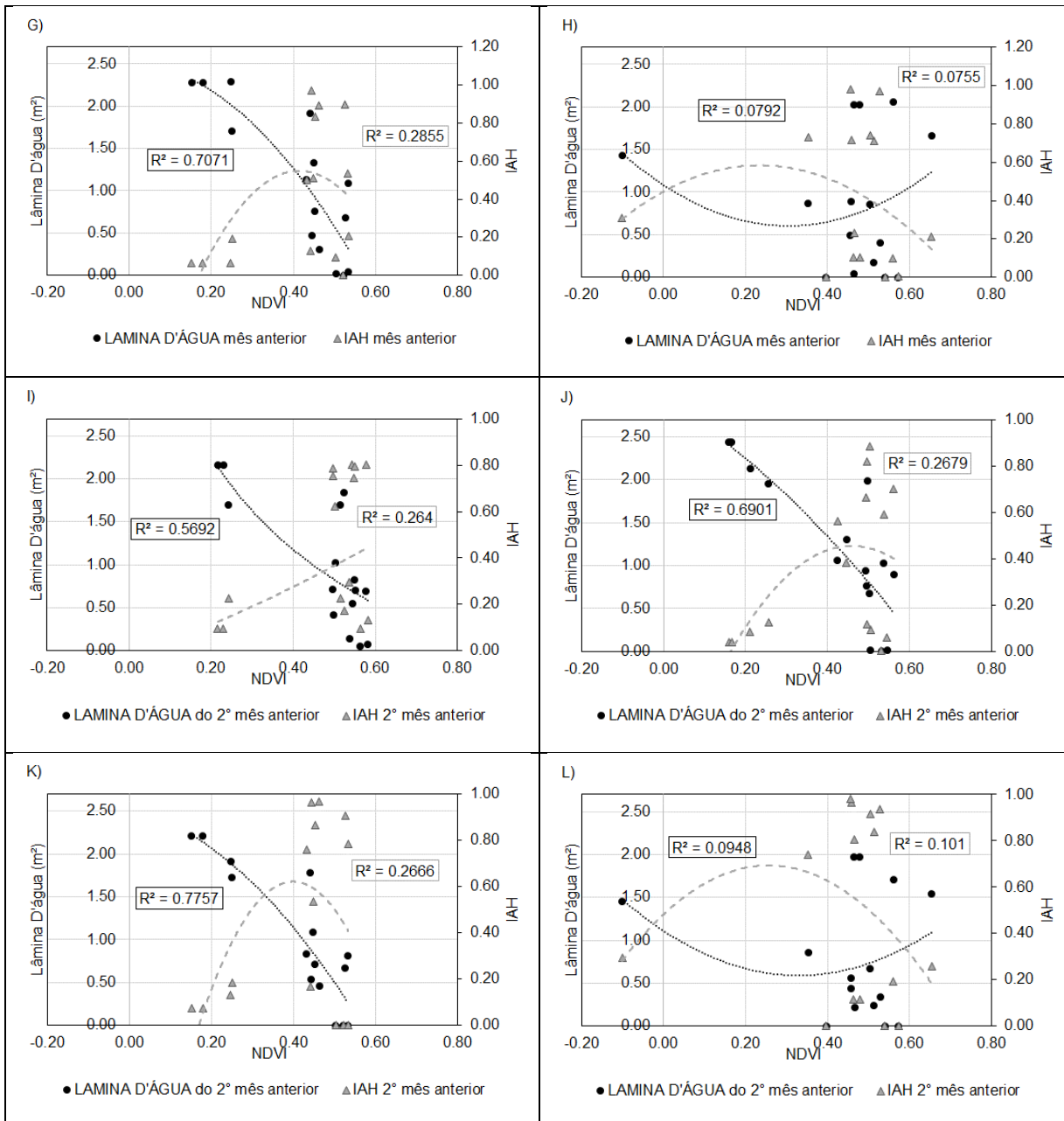


Figura E.10 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de inverno; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 2; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.

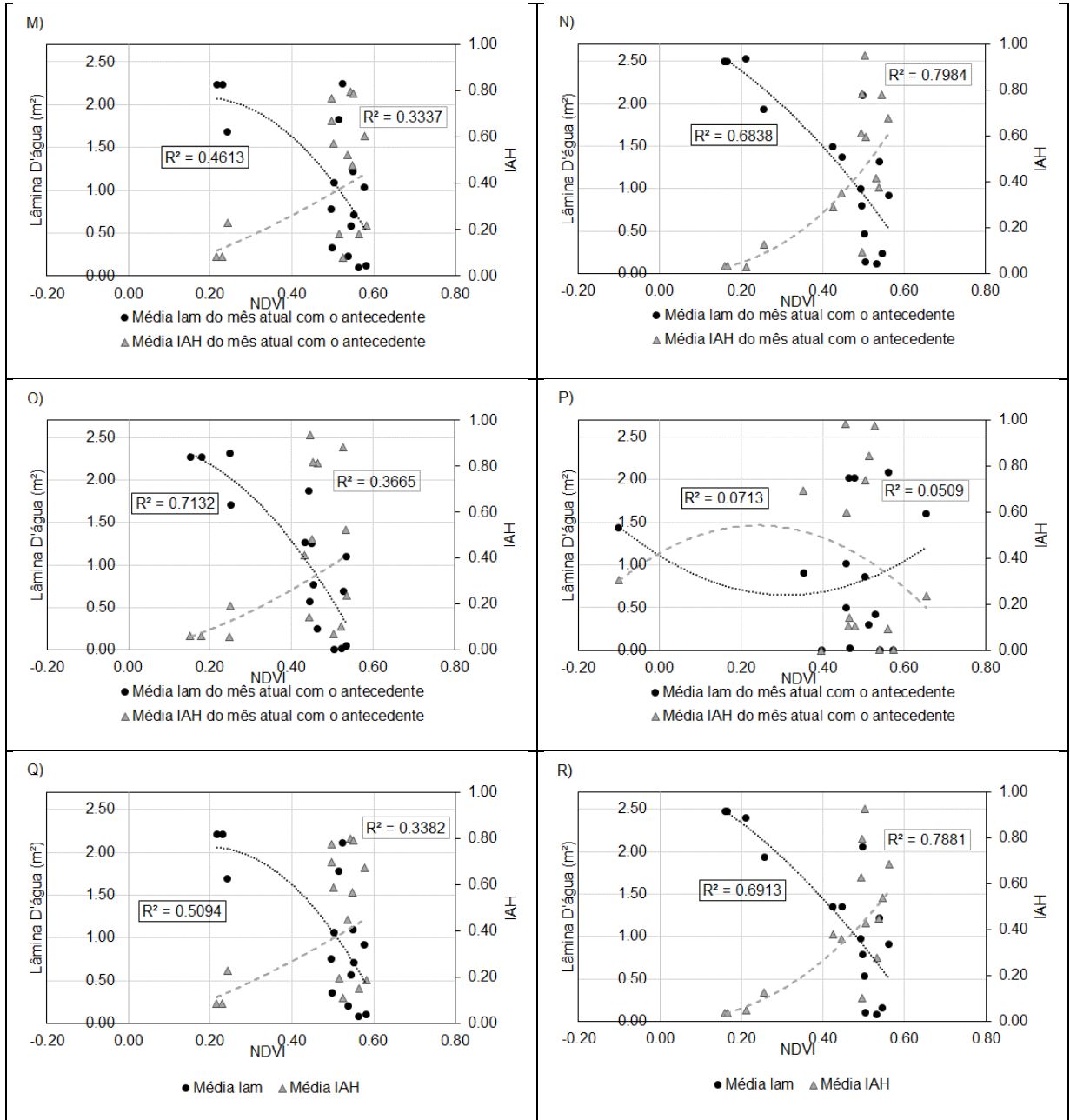


Figura E.11 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de inverno; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 4; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5.

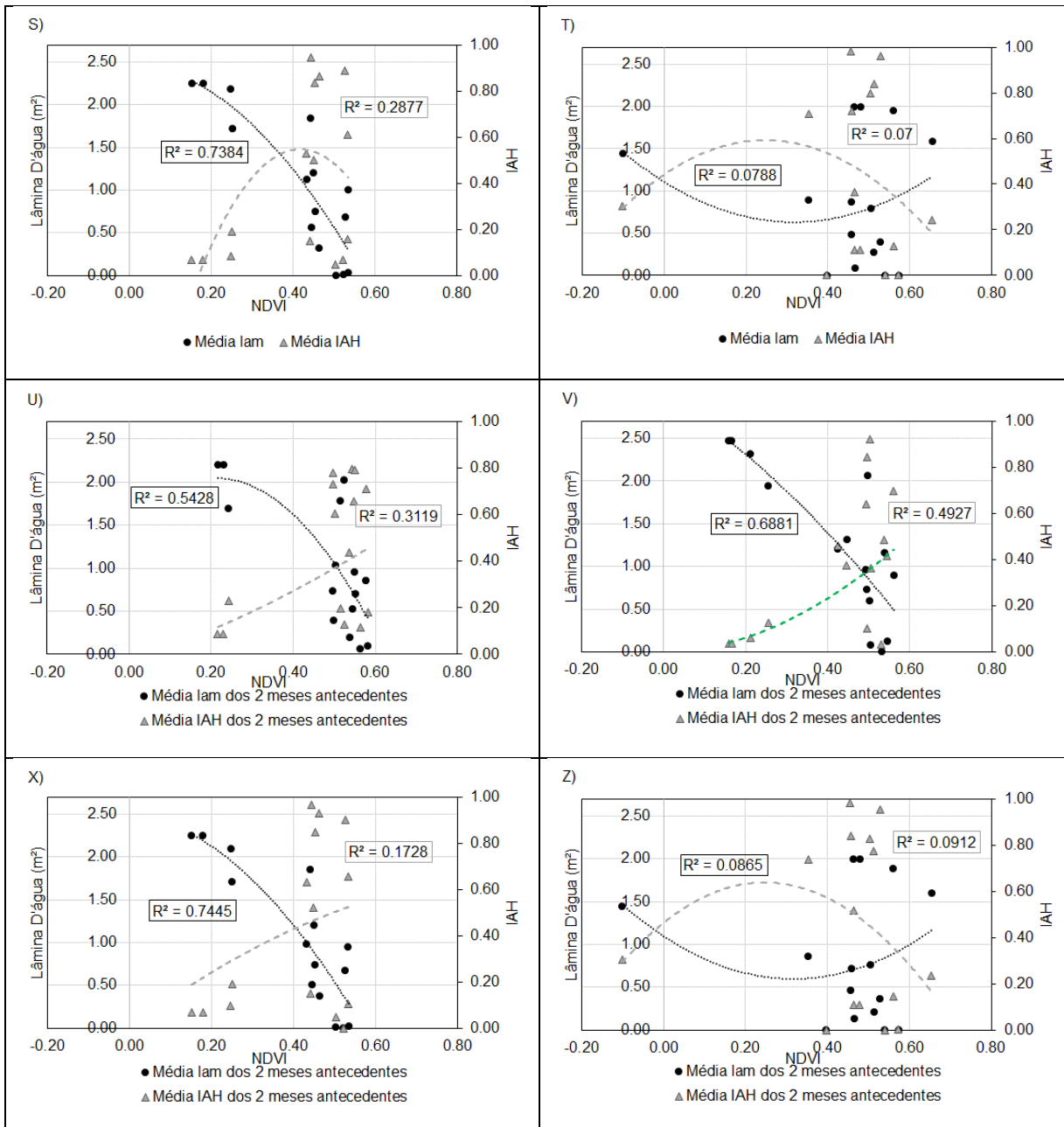


Figura E.12 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de inverno; S) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; T) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 5; U) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; V) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; X) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6; Z) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 6.

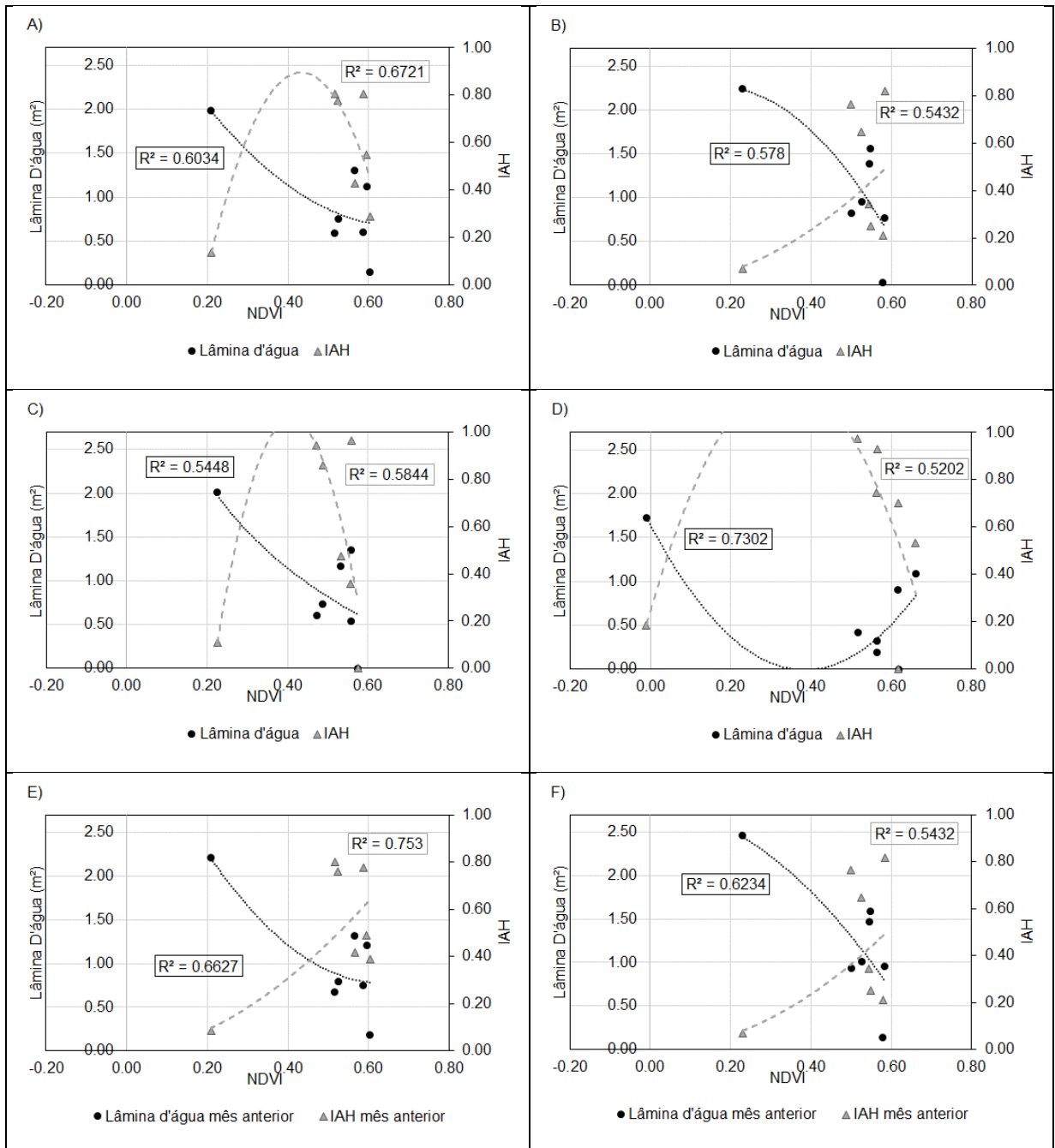


Figura E.13 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de primavera; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 1; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 1; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2.

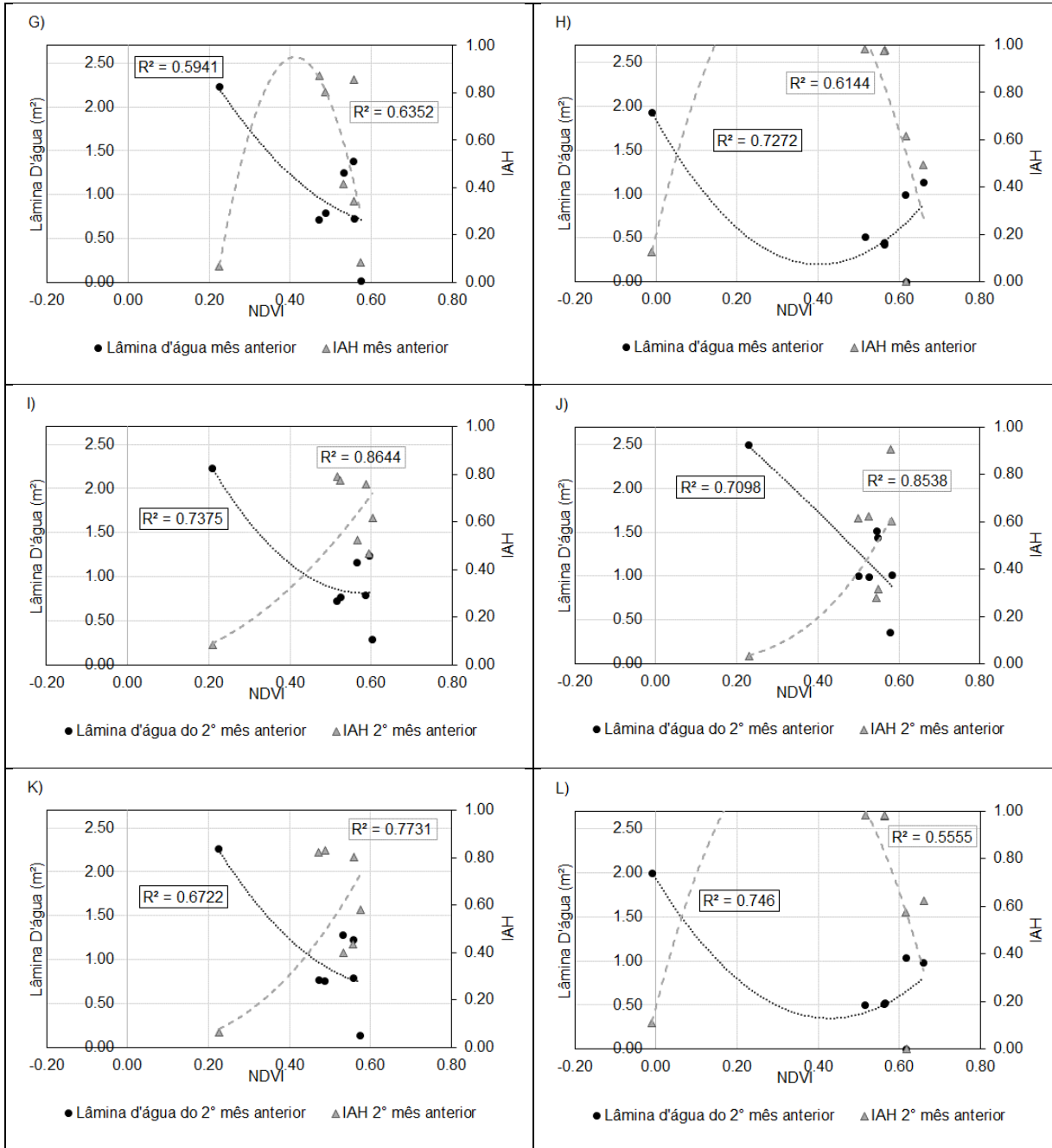


Figura E.14 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de primavera; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 2; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 2; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 3; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 3.

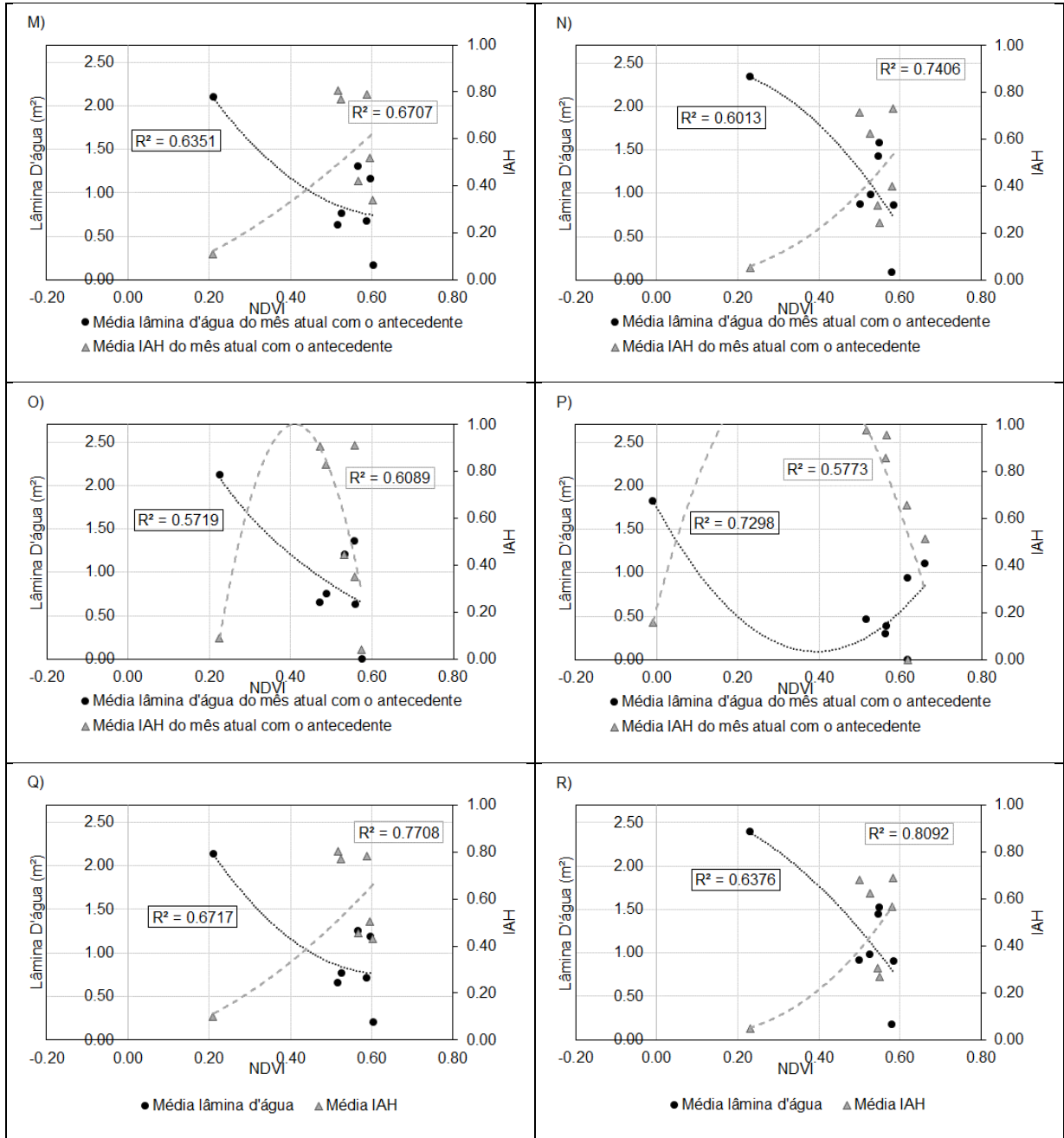


Figura E.15 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de primavera; M) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; N) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; O) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 4; P) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 4; Q) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; R) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5.

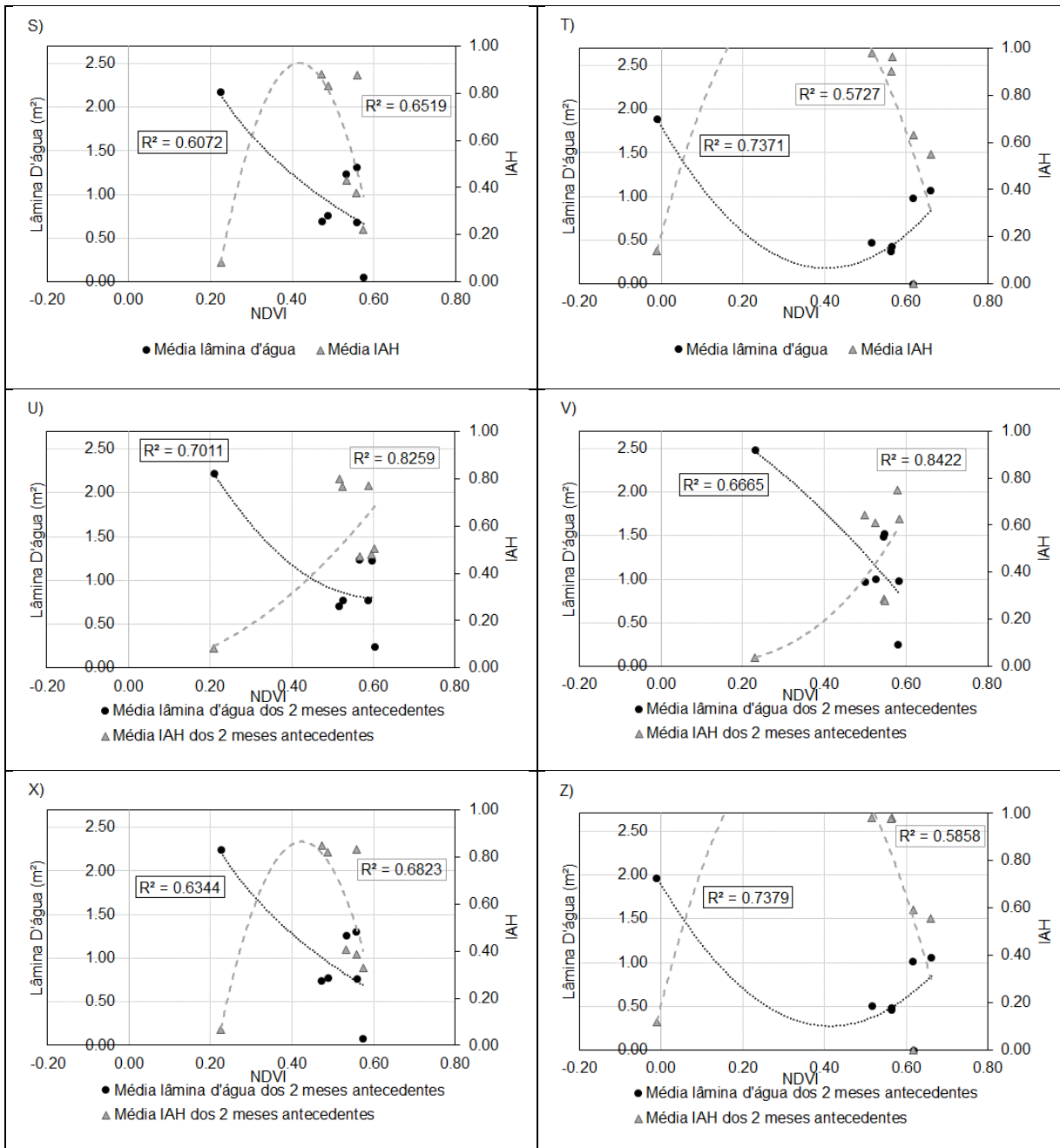


Figura E.16 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *Z. bonariensis* nos meses de primavera; S) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 5; T) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 5; U) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; V) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6; X) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 3 cenário 6; Z) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 4 cenário 6.

APÊNDICE F

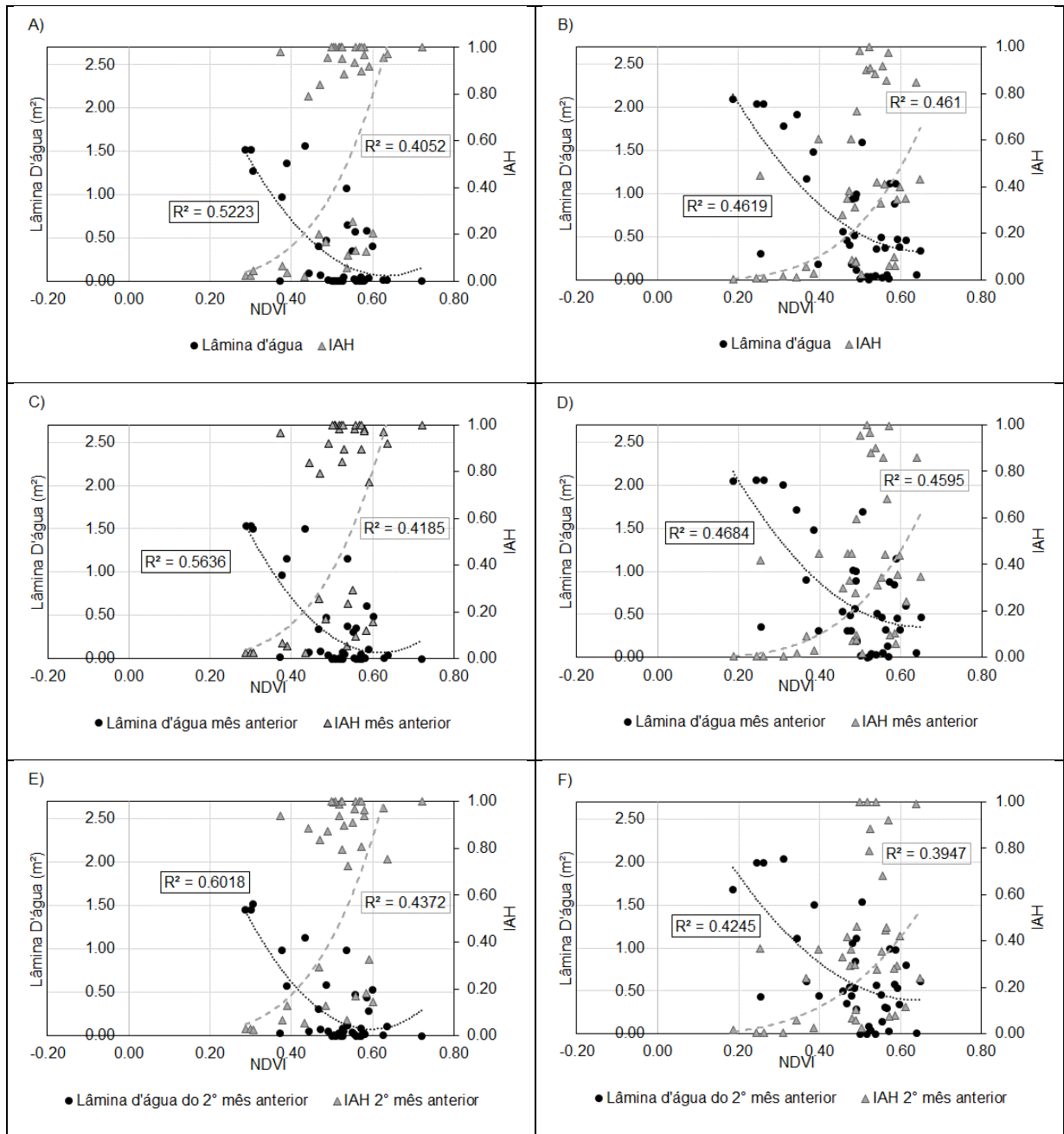


Figura F.1 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus*; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

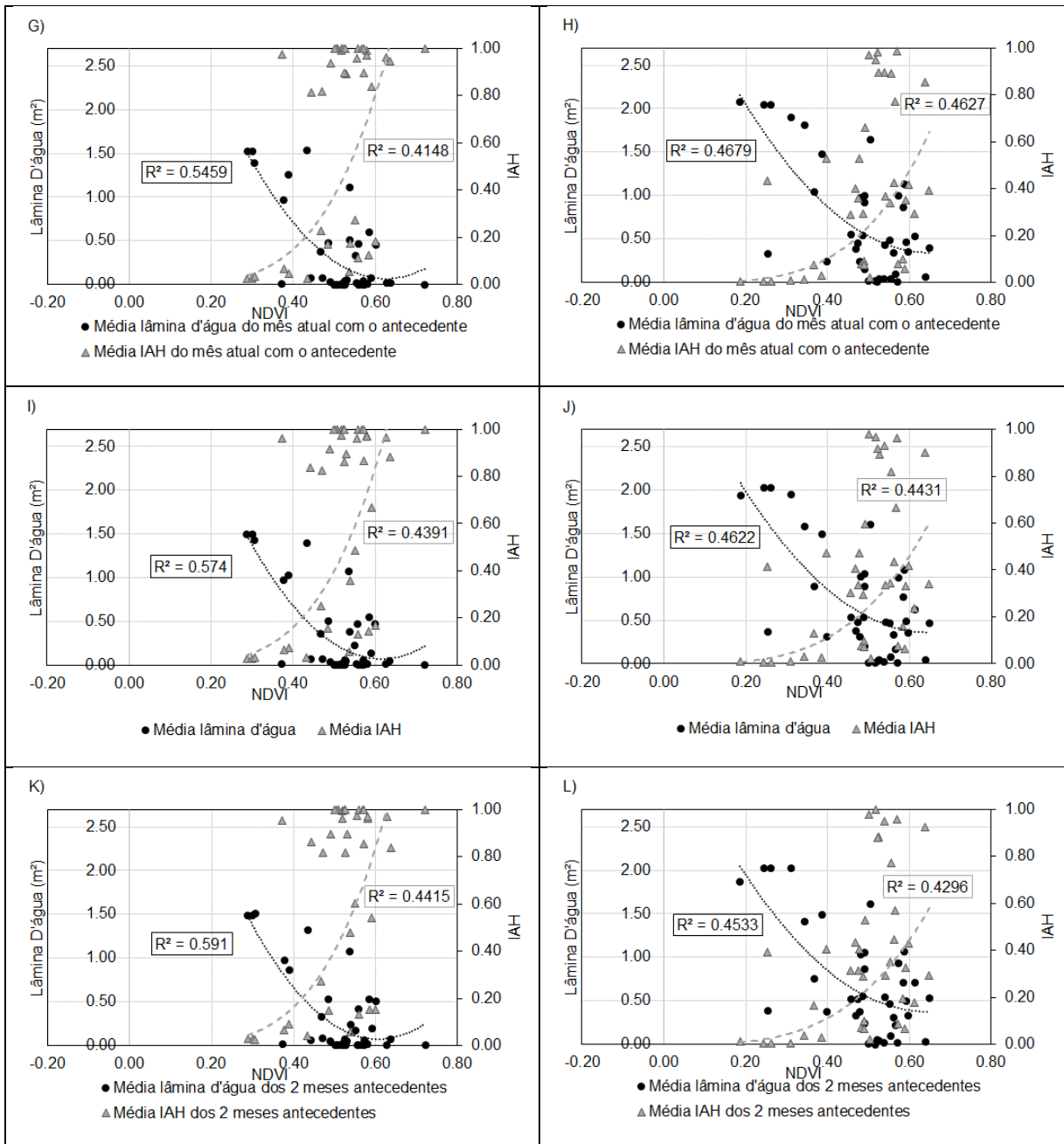


Figura F.2 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus*; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6.

APÊNDICE G

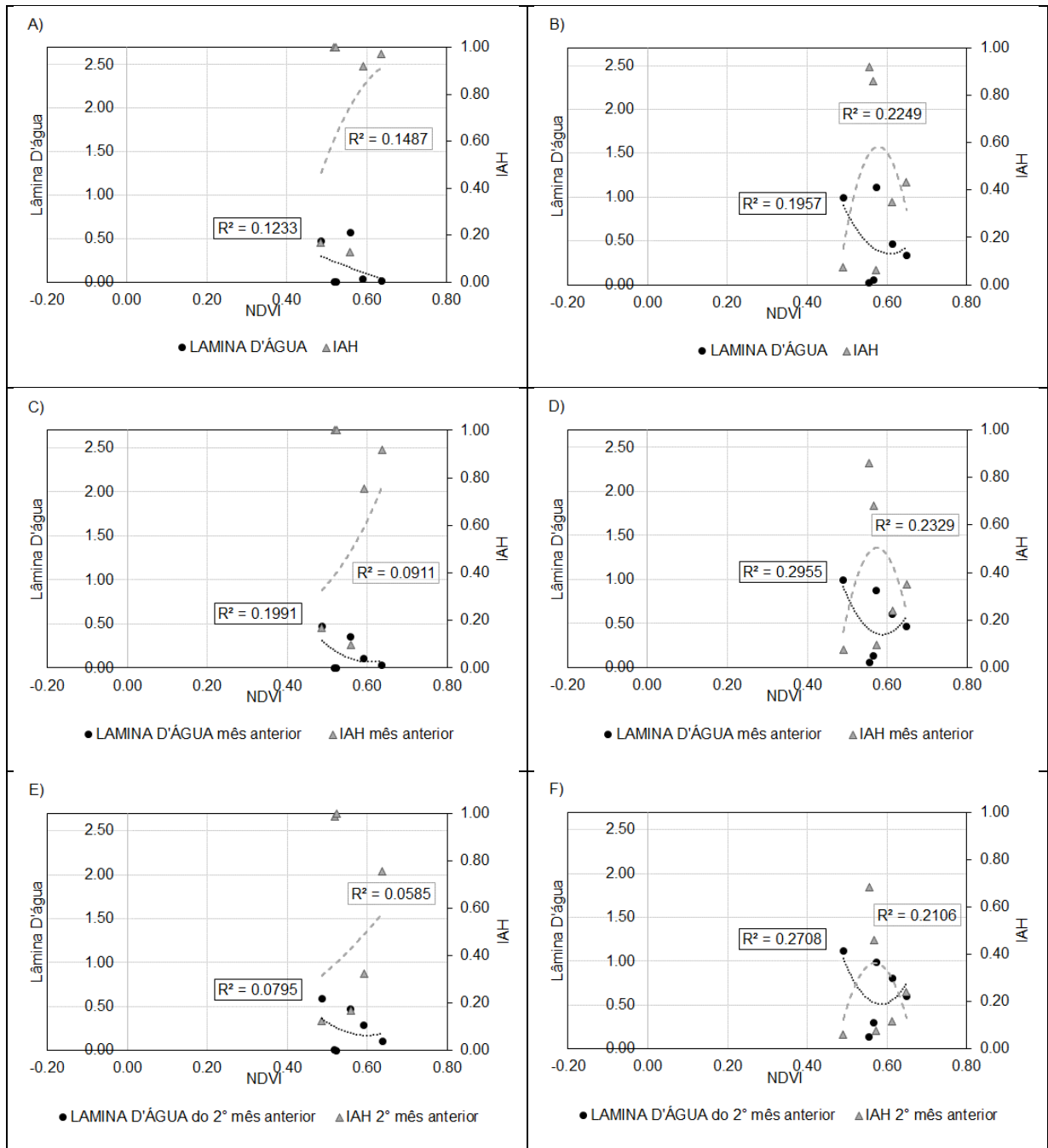


Figura G.1 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de verão; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

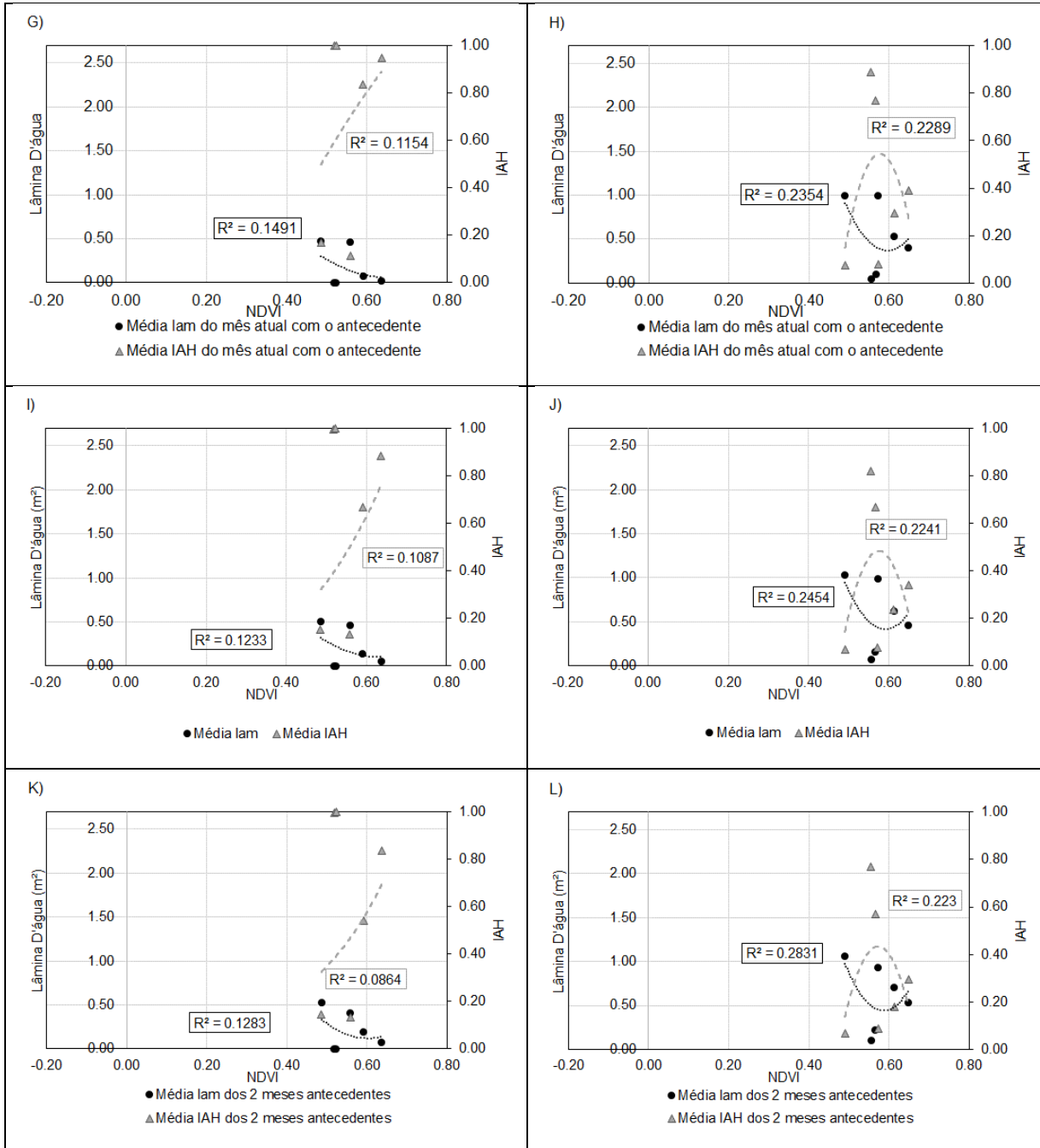


Figura G.2 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de verão; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6.

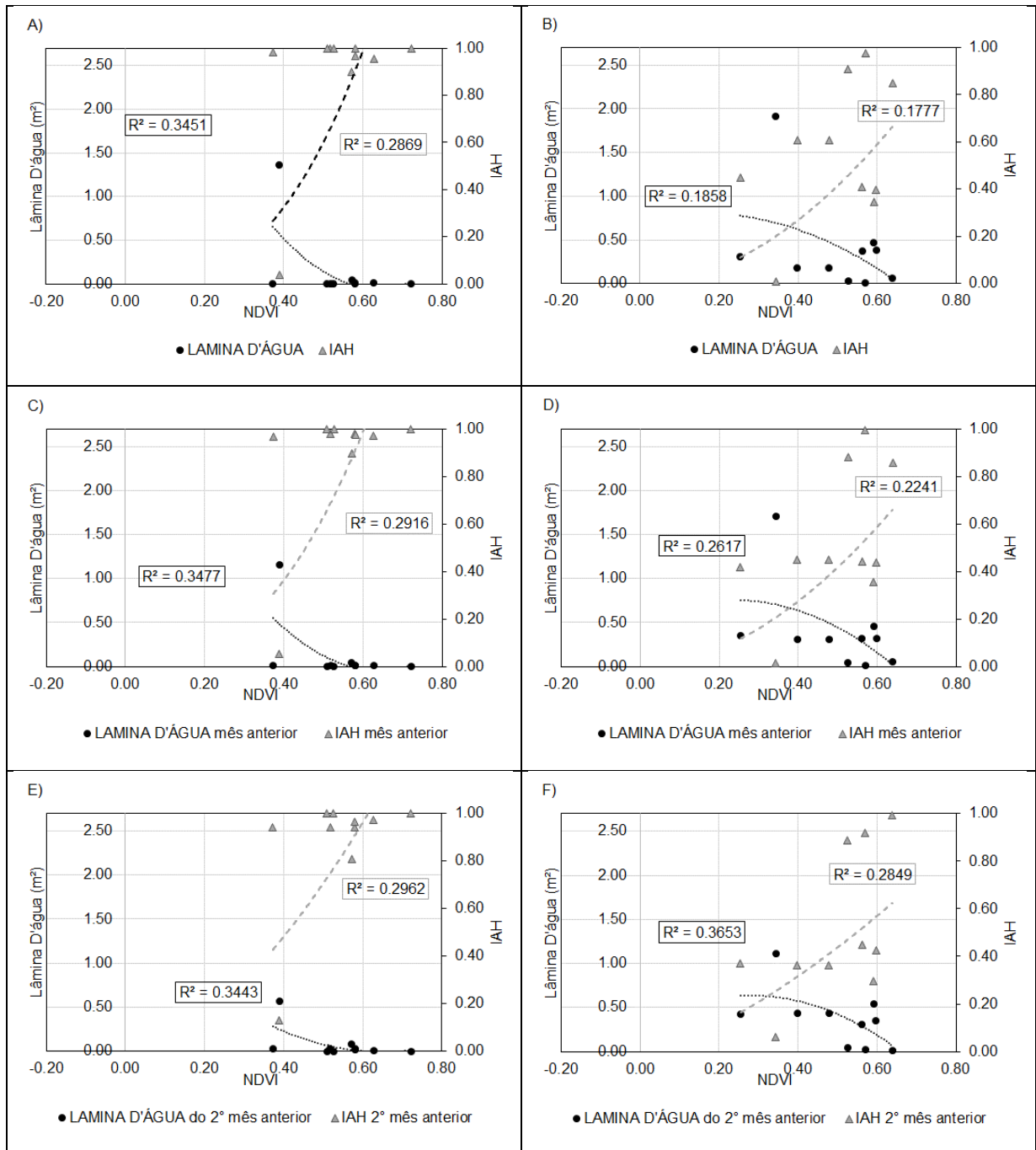


Figura G.3 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de outono; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

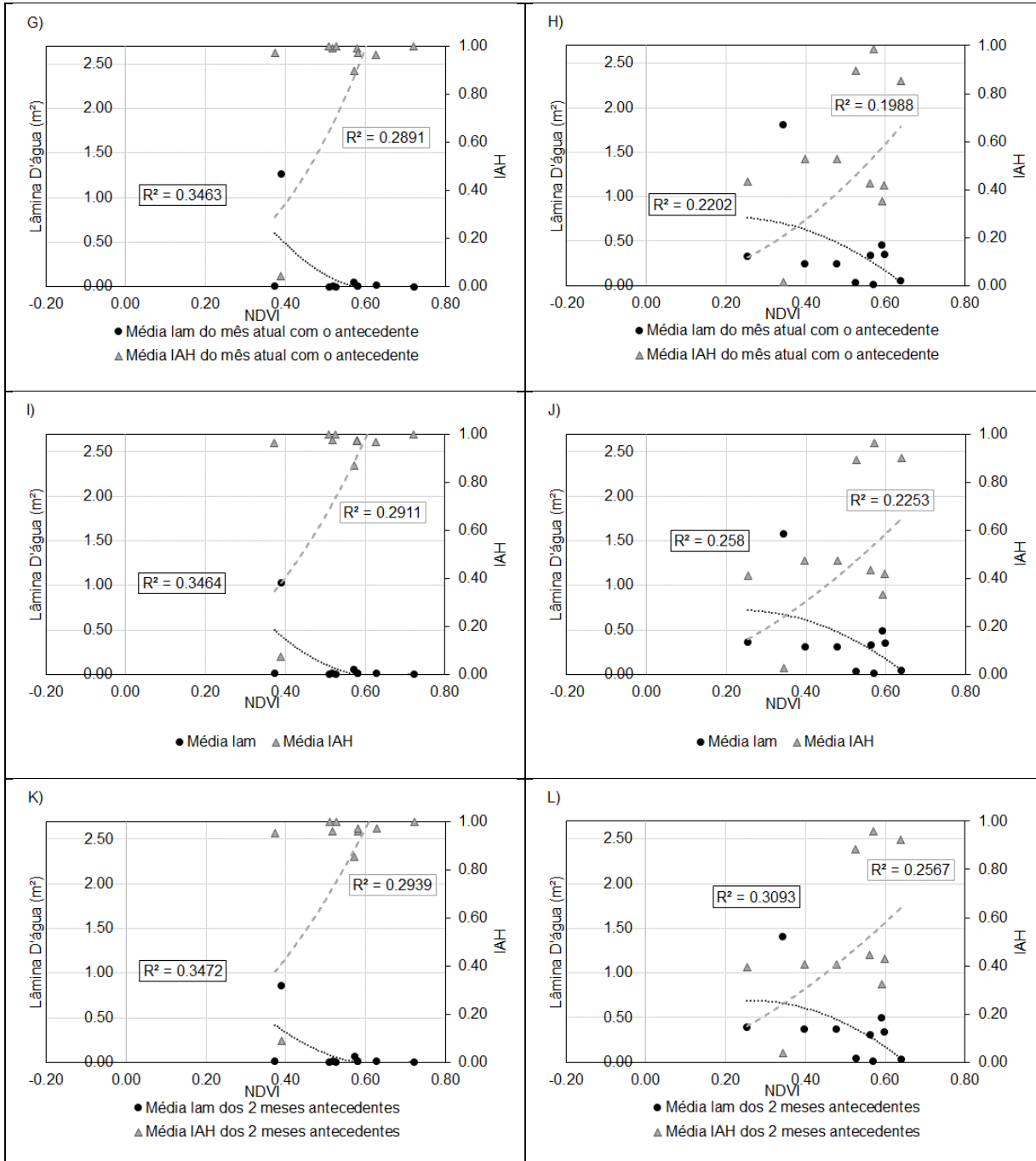


Figura G.4 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de outono; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6.

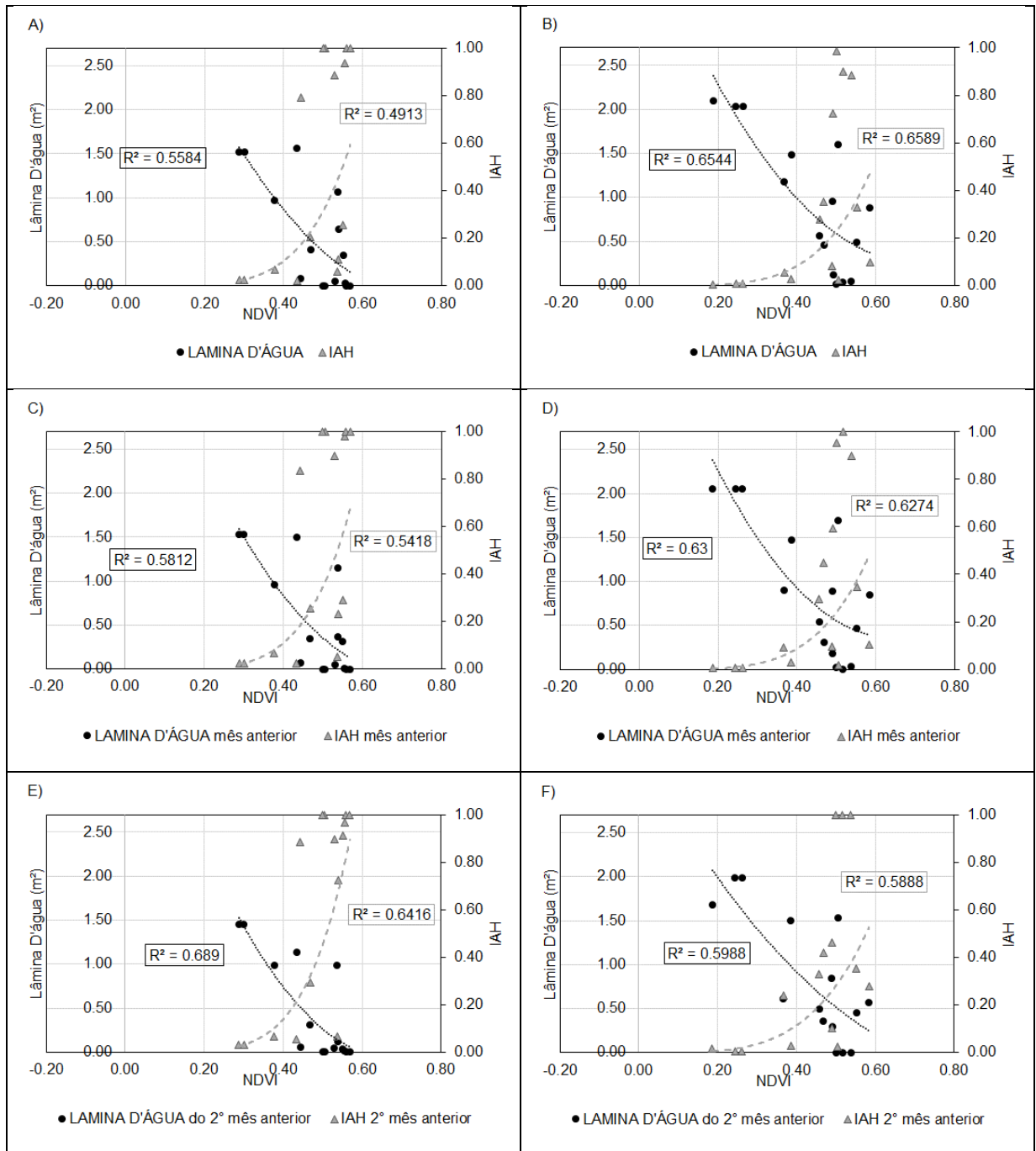


Figura G.5 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de inverno; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

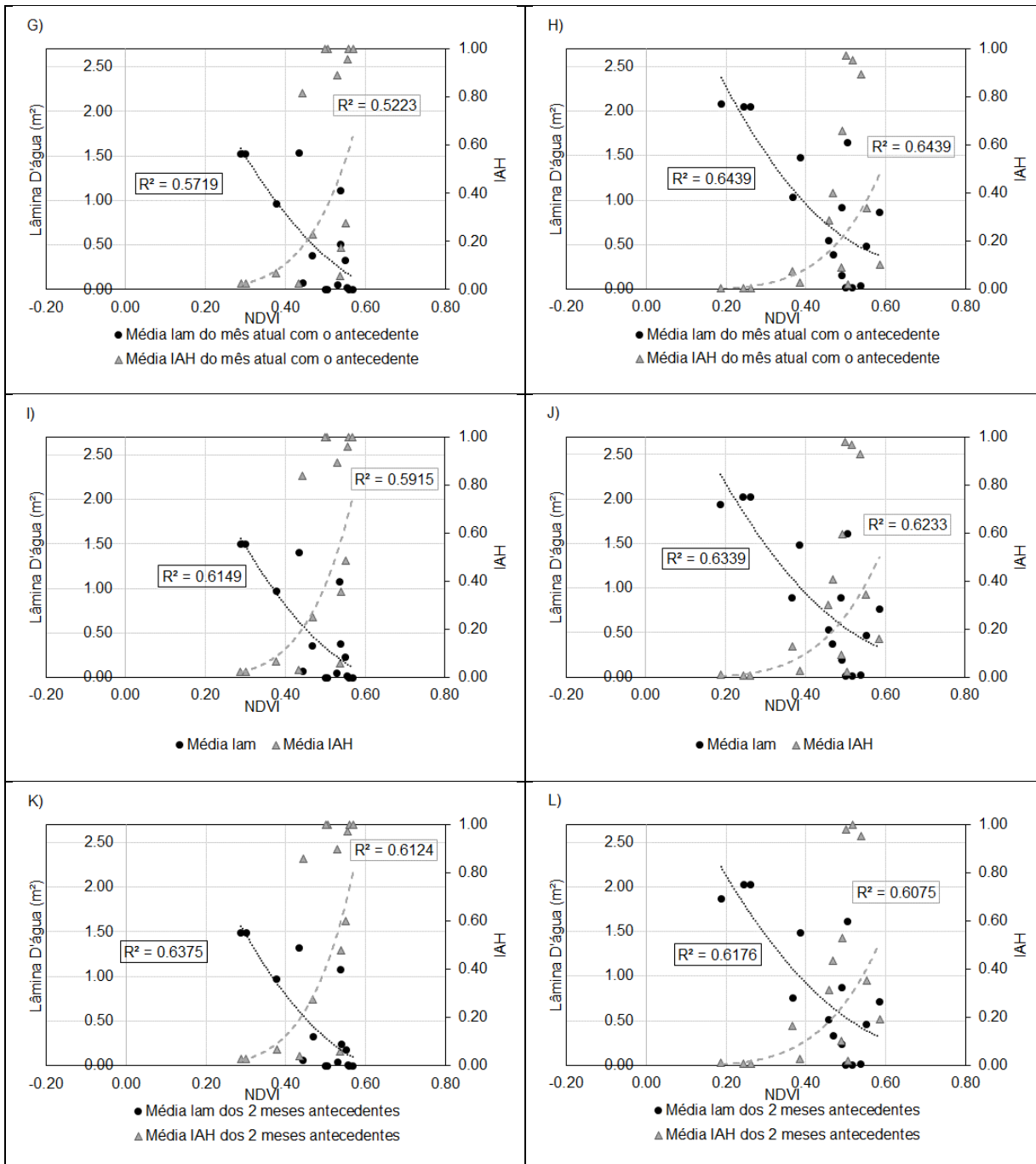


Figura G.6 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de inverno; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6.

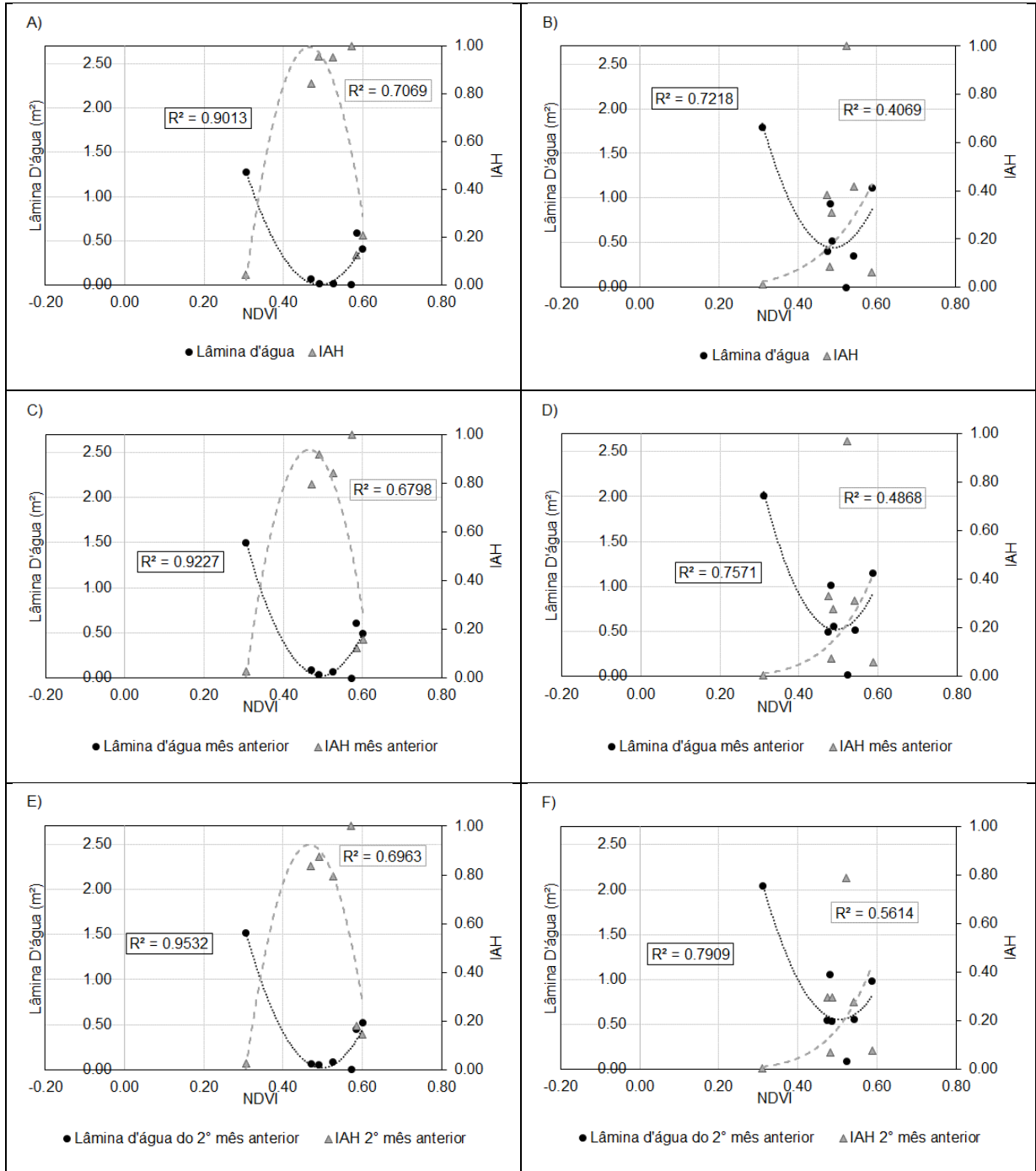


Figura G.7 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de primavera; A) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 1; B) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 1; C) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 2; D) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 2; E) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 3; F) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 3.

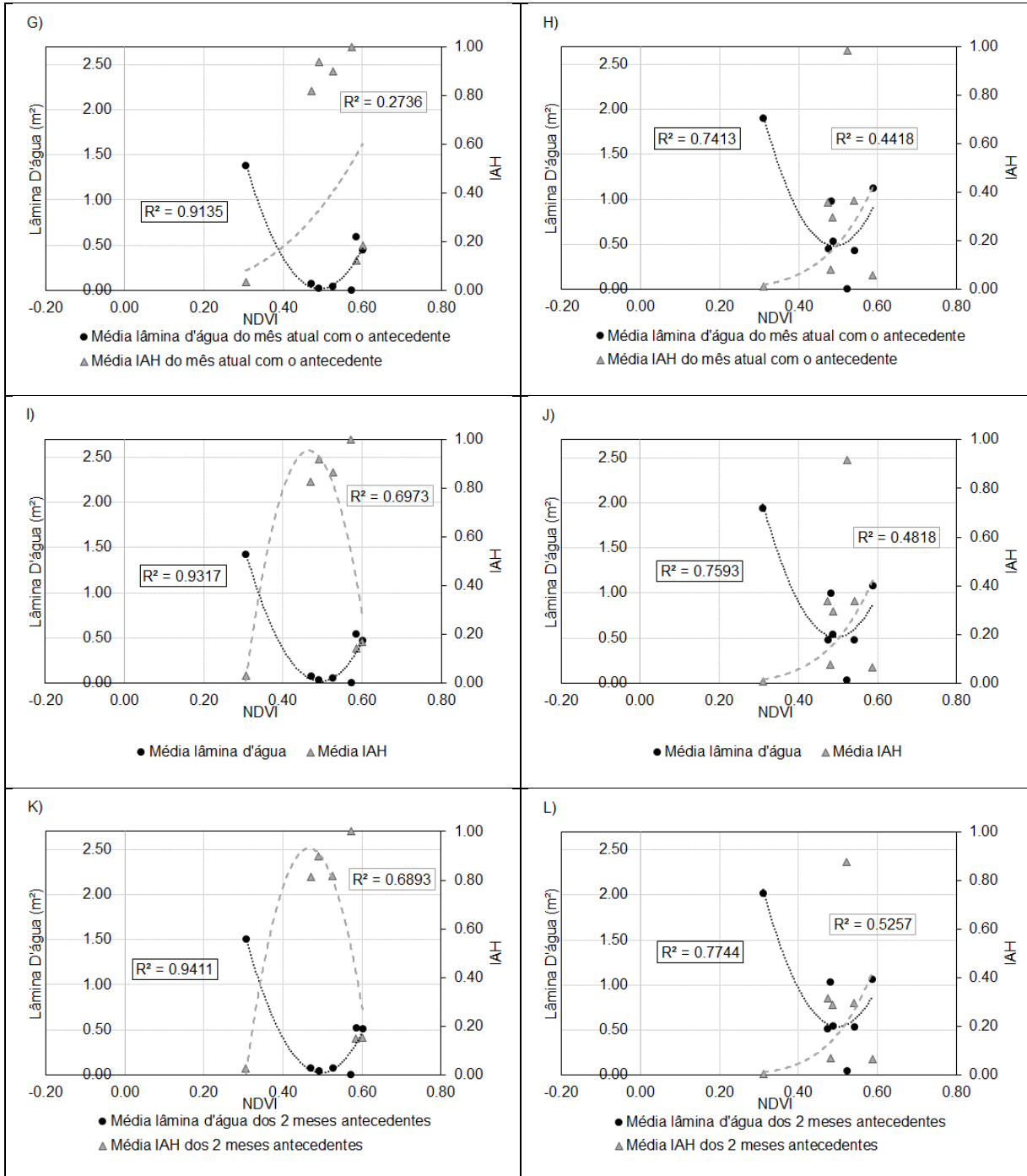


Figura G.8 – Relações de NDVI com IAH e lâmina d'água, para as zonas de ocorrência de *S. giganteus* nos meses de primavera; G) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 4; H) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 4; I) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 5; J) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 5; K) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 1 cenário 6; L) NDVI x lâmina d'água e NDVI x IAH zona 2 cenário 6.